

Ökonomische Analysen zum Nutzen der Wiederherstellung degradierter Ökosysteme

Ökonomische Bewertung von Wald- und Moorrenaturierungen

Daniel Johnson, Tarin Karzai, Jesko Hirschfeld,
Dietmar Mehl, Conny Mehl und Janette Iwanowski

BfN-Schriften

756

2026





Bundesamt für
Naturschutz

Ökonomische Analysen zum Nutzen der Wiederherstellung degradierter Ökosysteme

Ökonomische Bewertung von Wald- und Moorrenaturierungen

Daniel Johnson

Tarin Karzai

Jesko Hirschfeld

Dietmar Mehl

Conny Mehl

Janette Iwanowski

Impressum

Titelbild: Moorbereich des Fallbeispiels Klädener Norden (C. Mehl)

Adressen der Autorinnen und der Autoren:

Dr. Daniel Johnson	Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) GmbH, gemeinnützig
Tarin Karzai	Potsdamer Straße 105, 10785 Berlin
Prof. Dr. Jesko Hirschfeld	E-Mail: jesko.hirschfeld@ioew.de daniel.johnson@ioew.de tarin.karzai@ioew.de

Dr. Dr. Dietmar Mehl	biota—Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH
Conny Mehl	Nebelring 15, 18246 Bützow
Janette Iwanowski	E-Mail: dietmar.mehl@institut-biota.de conny.mehl@institut-biota.de janette.iwanowski@institut-biota.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Harry Gölz	Fachgebiet I 2.3 „Ökonomie und Naturschutz“
----------------	---

Förderhinweis:

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUKN) (FKZ: 3522810400).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (creativecommons.org/licenses).

ISBN 978-3-89624-520-5

DOI 10.19217/skr756

Bonn 2026

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	6
Abstract	8
1 Hintergrund und Zielsetzung	10
2 Überblick zum Forschungsstand der ökonomischen Bewertung der Renaturierung von Wäldern und Mooren	14
2.1 Darstellung ökonomischer Begründungen für die Renaturierung.....	14
2.2 Aktueller Forschungsstand zur ökonomischen Bewertung von Nutzen und Kosten von Wäldern und Mooren.....	18
2.2.1 Methodisches Vorgehen	18
2.2.2 Ergebnis.....	20
2.2.3 Kosten der Renaturierung	27
2.3 Darstellung relevanter Anreizprogramme und ökonomischer Instrumente.....	29
2.3.1 Methodisches Vorgehen	29
2.3.2 Ergebnisse	31
2.3.3 Grundlage der Finanzierung.....	37
2.3.4 Umfang des Honorierungsbetrags	38
2.3.5 „Packaging“ der Ökosystemleistungen	39
2.3.6 Weitere relevante Designfaktoren.....	40
2.4 Aktueller Stand der Bemühungen der Bundesregierung.....	42
2.4.1 Wald	44
2.4.2 Moor.....	46
2.4.3 Biodiversität	49
3 Berechnung des Nettonutzens der Renaturierung	50
3.1 Identifikation aller relevanten Ökosystemleistungen der Renaturierung.....	50
3.2 Ableitung von Maßnahmenkomplexen zur Renaturierung von Wäldern und Mooren.....	58
3.3 Vorgehensweise zur Messung bzw. Modellierung der ausgewählten Ökosystemleistungen bzw. zugrundeliegenden Ökosystemfunktionen	59
3.3.1 Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung).....	59
3.3.2 Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung).....	76
3.3.3 Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung).....	83
3.3.4 Abflussregulation (Wasserrückhalt).....	90
3.3.5 Ästhetik, Erholungsfunktion.....	93
3.3.6 Methodenkritik	97

3.4	Anwendung der Messung bzw. Modellierung der Ökosystemleistungen auf ausgewählte Fallbeispiele	99
3.4.1	Hintergrund und Vorgehensweise zur Auswahl der Renaturierungsfallbeispiele	99
3.4.2	Fallbeispiel Klädener Norden	100
3.4.3	Fallbeispiel Endinger Bruch	104
3.4.4	Fallbeispiel Peenequellmoor	106
3.4.5	Fallbeispiel Presseler Heidewald- und Moorgebiet	109
3.4.6	Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth	118
3.5	Schätzung des ökonomischen Gesamtwertes (Total Economic Value) der jeweiligen Renaturierungsfallbeispiele der Wälder und Moore.....	121
3.5.1	Vorgehensweise zur Schätzung des ökonomischen Gesamtwertes.....	122
3.5.2	Fallbeispiel Klädener Norden	125
3.5.3	Fallbeispiel Endinger Bruch	126
3.5.4	Fallbeispiel Peenequellmoor	127
3.5.5	Fallbeispiel Presseler Heidewald- und Moorgebiet	128
3.5.6	Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth	129
3.5.7	Diskussion der Schätzungen des ökonomischen Gesamtwertes.....	130
3.6	Ermittlung der Gesamtkosten der jeweiligen Renaturierungsfallbeispiele.....	131
3.6.1	Vorgehensweise zur Schätzung der Gesamtkosten	131
3.6.2	Fallbeispiel Klädener Norden	133
3.6.3	Fallbeispiel Endinger Bruch	133
3.6.4	Fallbeispiel Peenequellmoor	134
3.6.5	Fallbeispiel Presseler Heidewald- und Moorgebiet	134
3.6.6	Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth	136
3.7	Ermittlung des Nettonutzens der Renaturierungsfallbeispiele	136
3.8	Diskussion der umweltökonomischen Bewertung der Fallbeispiele	138
4	Ableitung von Empfehlungen für die politische Beratung hinsichtlich ökonomischer Instrumente und Anreizstrukturen zur Unterstützung von Renaturierungsmaßnahmen	140
4.1	Ableitung von Empfehlungen für eine mögliche Ausgestaltung von ergebnisorientierten staatlichen Honorierungssystemen	141
4.1.1	Wald und Waldmoor	141
4.1.2	Moor.....	143
4.2	Ableitung einer Empfehlung zur potenziellen Entwicklung eines hybriden Honorierungssystems.....	145

4.2.1	Wald und Waldmoor	145
4.2.2	Moor	146
4.3	Ableitung einer Empfehlung über die Integration einer (Teil-) Finanzierung der Honorierungsprämien über marktbasierte Zertifikate	147
4.3.1	Wald	147
4.3.2	Moor	150
4.4	Anmerkungen zur Umsetzung und Finanzierung von ergebnisorientierten Anreiz- und Fördersystemen	152
5	Fazit	154
	Literaturverzeichnis	157
	Abbildungsverzeichnis	175
	Tabellenverzeichnis	177
	Abkürzungsverzeichnis	179

Zusammenfassung

Die kontinuierliche Degradierung von Ökosystemen durch menschliche Aktivitäten stellt nicht nur eine ökologische, sondern auch eine sozioökonomische Herausforderung dar. Besonders betroffen sind Wälder und Moore, die eine hohe ökologische Bedeutung haben. Die Degradation dieser Ökosysteme führt nicht nur zu einem Verlust an biologischer Vielfalt, sondern schwächt auch ihre Fähigkeit, wichtige Ökosystemleistungen wie Klimaschutz, Wasserrückhalt und Erholungsfunktion zu erbringen. Solche Ökosystemleistungen sind mit einem hohen Wert für die Gesellschaft verbunden (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2016). Die Entscheidung, solche Flächen zu renaturieren, hängt daher nicht nur von ökologischen Aspekten ab, sondern auch vom gesellschaftlichen und ökonomischen Nutzen, den natürliche und naturnahe Ökosysteme bieten.

Der Wert der von natürlichen und naturnahen Ökosystemen erbrachten Ökosystemleistungen wird jedoch in Markttransaktionen und politischen Entscheidungen nicht vollständig berücksichtigt, da sie auf traditionellen Märkten nicht als Güter oder Dienstleistungen gehandelt werden. Daher haben Bewirtschafter*innen von Wäldern und Mooren kaum Anreize, die Bereitstellung solcher Ökosystemleistungen bei ihren betrieblichen Entscheidungen zu berücksichtigen. Vor diesem Hintergrund erscheinen ökonomische Analysen zum gesellschaftlichen Wert von Ökosystemen und ihren Leistungen notwendig. Sie machen nicht nur den Wert sichtbar, sondern können auch als Grundlage für die Gestaltung von Anreiz- und Honorierungssystemen dienen. Diese Anreiz- und Honorierungssysteme sollen dazu beitragen, forst- und landwirtschaftliche Betriebe zu einer naturnahen Bewirtschaftung von Ökosystemen zu bewegen, um so die Bereitstellung von Ökosystemen (für die Gesellschaft) zu erhöhen.

Basierend auf einem gesamtlandschaftlichen Ansatz (d. h. alle ungenutzten und genutzten Ökosysteme) unterstreicht die im August 2024 in Kraft getretene EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur (W-VO) die Bedeutung der Renaturierung von Ökosystemen mit verbindlichen und zeitlich gebundenen Zielen für die Wiederherstellung von Ökosystemen in den Mitgliedsstaaten. Sie fordert darüber hinaus u. a. eine Bewertung der positiven Nebeneffekte auf den Klimaschutz und der sozioökonomischen Auswirkungen der Wiederherstellung in den Wiederherstellungsplänen. Außerdem muss der Finanzbedarf für die Wiederherstellungsmaßnahmen geschätzt werden, wofür die recherchierten Wiederherstellungskosten des vorliegenden Projekts einen Beitrag liefern können. Vor diesem Hintergrund ist es Ziel dieses Berichts, die gesellschaftlich relevanten Kosten und Nutzen der Wiederherstellung von Wäldern und Mooren darzustellen, zu analysieren und auf dieser Grundlage Empfehlungen für die Entwicklung von Anreiz- und Honorierungssystemen abzuleiten. Aus der Abwägung zwischen relevanten Kosten und Nutzen der Wiederherstellung lässt sich ableiten, ob eine Investition in Wiederherstellungsmaßnahmen volkswirtschaftlich sinnvoll ist. Dazu ist eine Darstellung ökonomischer Begründungen für Renaturierungsmaßnahmen sowie eine Ausarbeitung des aktuellen Forschungsstands zur ökonomischen Bewertung der in Verbindung mit der Renaturierung bereitgestellten Ökosystemleistungen erforderlich. Dies erfolgte auf Basis einer Analyse des bisherigen Forschungsstands zur ökonomischen Bewertung von Wäldern und Mooren. In einem nächsten Schritt wurden die wesentlichen Ökosystemleistungen identifiziert, die sich im Zuge der Wiederherstellung von Wäldern und Mooren ändern. Anschließend wurden die möglichen Wiederherstellungsmaßnahmen systematisch nach der Bereitstellung der Ökosystemleistungen kategorisiert, um geeignete Fallbeispiele zu finden und zu analysieren. Auf

dieser Grundlage wurden Vorgehensweisen sowohl für die Messung oder Modellierung der Änderung der Ökosystemleistungen als auch für die ökonomische Bewertung festgelegt.

Anhand von fünf Fallbeispielen wurden die Änderungen in der Bereitstellung der Ökosystemleistungen biophysikalisch abgeschätzt und ökonomisch bewertet sowie die Kosten der Wiederherstellung ermittelt. Auf dieser Grundlage wurden die Kosten vom Nutzen abgezogen, um den Nettonutzen zu ermitteln und zu prüfen, ob die Wiederherstellung in den jeweiligen Fallbeispielen aus volkswirtschaftlicher Perspektive sinnvoll erscheint. Dabei wurden die Ökosystemleistungen Klimaschutz, Stoffrückhalt durch Böden, Habitatbereitstellung, Abflussregulation und Ästhetik bzw. Erholungsfunktion analysiert, modelliert oder abgeschätzt und anschließend ökonomisch bewertet, wobei aufgrund der Datenlage nicht alle Ökosystemleistungen in allen Fallbeispielen quantifiziert und bewertet werden konnten. Die Gegenüberstellung von gesellschaftlichem Nutzen und betriebswirtschaftlichen Kosten der Wiederherstellung zeigte, dass der gesellschaftliche Nutzen die Kosten übersteigt. Der Nettonutzen lag bei einer Diskontrate von 3 % und für einen Zeithorizont von 30 Jahren zwischen 512 €/ha/Jahr und 2.924 €/ha/Jahr in den Moorfallbeispielen und zwischen 195 €/ha/Jahr und 1.295 €/ha/Jahr in den Wald- und Waldmoorbeispielen. Unterschiede im Nettonutzen der Fallbeispiele sind vor allem auf die Datenverfügbarkeit zurückzuführen. Das heißt, es konnten nicht in allen Fallbeispielen alle Änderungen in den Ökosystemleistungen modelliert und bewertet werden. Außerdem sind die Änderungen in den Ökosystemleistungen zudem vom Umfang der renaturierten Fläche und der umgesetzten Maßnahmen abhängig.

Vor dem Hintergrund dieser Fallbeispielanalyse lässt sich eine jährliche Förderung bzw. Honorierung der Renaturierung begründen, die mindestens den Investitions-, Pflege- und Opportunitätskosten entsprechen. Eine entsprechend hohe Honorierung wäre somit aus betriebswirtschaftlicher Sicht in der Lage, mit der bisherigen Flächennutzung und den damit zu realisierenden Erlösen zu konkurrieren. Somit könnten nachhaltige Anreize für eine Umstellung der Bewirtschaftung von Wäldern und Mooren geschaffen werden. Aus gesellschaftlicher Sicht lässt sich außerdem eine Honorierung, die mindestens die Kosten deckt, rechtfertigen, da der positive Nettonutzen darauf hinweist, dass Investitionen in die Renaturierung einen größeren gesellschaftlichen Nutzen als die damit zusammenhängenden Kosten verursachen würde.

Im Rahmen der Analysen konnte außerdem aufgezeigt werden, dass ein System der ergebnisorientierten Honorierung zur Steuerung der Zielerreichung als sinnvoll erachtet werden kann. Gleichzeitig muss darauf aufmerksam gemacht werden, dass eine ergebnisorientierte Honorierung gegebenenfalls nicht ausreicht, um soziokulturelle Hemmnisse wie Akzeptanz und Vertrauen bei den Bewirtschafter*innen von Wäldern und Mooren für ein Förderprogramm zur Renaturierung von Ökosystemen zu überwinden. In diesem Kontext erweisen sich hybride Systeme als vielversprechend, bei denen eine kostenbasierte Förderung mit einer Honorierung der Ergebnisse kombiniert wird. Die kostenbasierte Förderung zielt darauf ab, Forst- und Landwirt*innen bei der Planung und Durchführung der Renaturierung zu unterstützen. Die Honorierung der Renaturierung erfolgt erst nach Nachweis erfolgreich umgesetzter Maßnahmen oder mess- und modellierbaren Änderungen des ökologischen Zustandes. Um solche Fördersysteme umzusetzen, müssen die bisherigen Bemühungen zur Renaturierung von Wäldern und Mooren intensiviert werden. Diese lässt sich vor dem Hintergrund der Klima- und Biodiversitätskrise sowie auf Basis der politisch erklärten und vereinbarten Ziele zum Natur- und Klimaschutz und der umweltökonomischen Grundlagen begründen.

Abstract

The continuous degradation of ecosystems due to human activities is not only an ecological challenge, but also a socio-economic one. Forests and peatlands, which are among the ecologically most important habitats in Germany, are particularly affected. The degradation of these ecosystems not only leads to a loss of biodiversity, but also weakens their ability to provide important ecosystem services such as climate protection, water retention and recreational functions. Such ecosystem services are associated with a high value for society (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2016). The decision to restore such areas therefore depends not only on ecological aspects, but also on the social and economic benefits offered by natural and semi-natural ecosystems.

However, the value of ecosystem services provided by natural and semi-natural ecosystems is not fully reflected in market transactions and policy decisions, as they are not always traded as goods or services in traditional markets. Therefore, managers of forests and peatlands have little incentive to consider the provision of such ecosystem services in their operational decisions. Against this background, economic analyses of the social value of ecosystems and their services appear necessary. They not only make the value visible, but can also serve as a basis for the design of incentive and reward systems. These incentive and reward systems should help to encourage forestry and agricultural enterprises to manage ecosystems in a natural or near-natural way in order to increase the provision of ecosystems (for society).

Based on a whole landscape approach (i.e., all unused and used ecosystems), the EU Nature Restoration Regulation (W-RR), which came into force in August 2024, emphasizes the importance of ecosystem restoration with binding and time-bound targets for the restoration of ecosystems in the member states. It also requires, among other things, an assessment of the positive side effects on climate protection and the socio-economic impact of restoration in the restoration plans. In addition, the financial requirements for the restoration measures must be estimated, for which the researched restoration costs of the present project can make a contribution. Against this background, the aim of this report is to present and analyze the socially relevant costs and benefits of forest and peatland restoration and, on this basis, to derive recommendations for the development of incentive and reward systems. By weighing up the relevant costs and benefits of restoration, it is possible to determine whether an investment in restoration measures makes economic sense. This requires a presentation of the economic justifications for restoration measures and an elaboration of the current state of research on the economic valuation of the ecosystem services provided in connection with restoration. This was done on the basis of an analysis of the current state of research on the economic valuation of forests and peatlands. The next step was to identify the key ecosystem services that change in the course of forest and peatland restoration. Subsequently, the possible restoration measures were systematically categorized according to the provision of ecosystem services in order to find and analyze suitable case studies. On this basis, procedures were defined both for measuring or modeling the change in ecosystem services and for economic valuation.

Based on five case studies, the changes in the provision of ecosystem services were biophysically assessed and economically evaluated, and the costs of restoration were determined. On this basis, the costs were deducted from the benefits in order to determine the net benefits and to examine whether the restoration in the respective case studies appears to make sense from an economic perspective. The ecosystem services of climate protection, material

retention by soils, habitat provision, runoff regulation and aesthetics or recreational function were analyzed, modeled or estimated and then economically evaluated, whereby not all ecosystem services could be quantified and evaluated in all case studies due to the data situation. The comparison of social benefits and economic costs of restoration showed that the social benefits exceed the costs. At a discount rate of 3% and for a time horizon of 30 years, the net benefit was between 512 €/ha/year and 2,924 €/ha/year in the peatland case studies and between 195 €/ha/year and 1,295 €/ha/year in the forest and wooded peatland case studies. Differences in the net benefits of the case studies are mainly due to data availability. This means that not all changes in ecosystem services could be modeled and evaluated in all case studies. In addition, the changes in ecosystem services also depend on the extent of the restored area and the measures implemented.

Against the background of this case study analysis, it is possible to justify an annual subsidy or remuneration for renaturation that at least corresponds to the investment, maintenance and opportunity costs. From a business point of view, a correspondingly high fee would thus be able to compete with the previous land use and the revenues to be realized. This could create sustainable incentives for a change in the management of forests and peatlands. From a societal perspective, remuneration that at least covers the costs can also be justified, as the positive net benefit indicates that investments in renaturation would generate greater societal benefits than the associated costs.

The analyses also showed that a system of results-oriented remuneration can be considered useful for managing the achievement of objectives. At the same time, it must be pointed out that result-oriented remuneration may not be sufficient to overcome socio-cultural barriers such as acceptance and trust among forest and peatland managers for a support program for the restoration of ecosystems. In this context, hybrid systems that combine cost-based funding with a reward for results are proving to be promising. Cost-based funding aims to support forest managers and farmers in the planning and implementation of restoration. Renaturation is only remunerated after proof of successfully implemented measures or measurable and modelable changes to the ecological status. In order to implement such support systems, previous efforts to restore forests and peatlands must be intensified. This can be justified against the background of the climate and biodiversity crisis and on the basis of the politically declared and agreed targets for nature conservation and climate protection and the environmental economic principles.

1 Hintergrund und Zielsetzung

Menschliche Aktivitäten haben über Jahrhunderte hinweg zu tiefgreifenden Veränderungen in den Ökosystemen Deutschlands geführt. Insbesondere die Intensivierung der Landnutzung, Entwässerungsmaßnahmen und die Umwandlung natürlicher Landschaften in landwirtschaftliche Flächen oder Siedlungsgebiete haben den Zustand vieler Ökosysteme beeinträchtigt. Die Eingriffe in die Ökosysteme zielten häufig darauf ab, die wirtschaftliche Produktivität zu erhöhen oder die Lebensbedingungen für die Gesellschaft zu verbessern. Gleichzeitig haben die Umwandlung und intensive Nutzung von Ökosystemen dazu beigetragen, dass viele Ökosystemleistungen dieser Ökosysteme nicht mehr in dem Maße bereitgestellt werden können, wie sie durch ein Ökosystem in einem natürlichen oder naturnahen Zustand erbracht werden. Dieser Verlust an Ökosystemleistungen ist nicht nur von ökologischer, sondern auch von gesellschaftlicher Bedeutung.

Ökosystemleistungen, die durch natürliche und naturnahe Ökosysteme wie intakte Wälder und Moore erbracht werden, stellen ein bedeutendes Naturkapital dar und haben einen hohen Wert für die Gesellschaft (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2016). Die Bestimmung dieses gesellschaftlichen Werts der Ökosysteme in Deutschland ist Gegenstand umweltökonomischer Analysen (z. B. Bartkowski et al., 2015; Dehnhardt et al., 2019; Elsasser et al., 2021; Glenk & Martin-Ortega, 2018). Durch die wachsende Anzahl an umweltökonomischen Bewertungsstudien wird der Wert intakter Ökosysteme immer sichtbarer und gewinnt an gesellschaftspolitischer Relevanz (Hansen et al., 2021; Naturkapital Deutschland - TEEB DE et al., 2018). Insbesondere vor dem Hintergrund der voranschreitenden Klima- und Biodiversitätskrise ist die Sichtbarmachung des gesellschaftlichen Werts der Ökosysteme von großer Bedeutung, denn der Verlust und die Degradierung von Ökosystemen tragen zu einer Verschärfung der Klima- und Biodiversitätskrise bei. Ihr Erhalt und ihre Wiederherstellung wirkt wiederum diesen Krisen entgegen (Pörtner et al., 2021). Daraus leitet sich ein Handlungsbedarf ab, der durch die umweltökonomische Bewertung von Ökosystemen unterstützt werden kann.

Der Grund für den Verlust und die Degradierung von Ökosystemen wird aus umweltökonomischer Perspektive darin gesehen, dass der gesellschaftliche Wert ihrer Ökosystemleistungen in politischen oder betrieblichen Entscheidungen, z. B. über Landnutzungsänderungen oder Bewirtschaftungsformen, gar nicht oder nur unzureichend berücksichtigt wird. Die Nutzung der Ökosysteme beschränkt sich oftmals ausschließlich auf die Versorgungsleistungen, wie z. B. die Produktion von Holz und landwirtschaftlichen Erzeugnissen, da diese Leistung bzw. die daraus resultierenden Produkte marktfähig sind. Diese Fokussierung auf die Versorgungsleistungen und die damit zusammenhängende intensive und nicht an natürliche Bedingungen angepasste Bewirtschaftung der Ökosysteme führt allerdings zu einer Schädigung der Ökosysteme und somit zu einer verringerten Bereitstellung weiterer, sehr wichtiger Ökosystemleistungen wie z. B. Klimaschutz, Habitatbereitstellung, Wasserrückhalt und -aufbereitung sowie Erholung. Aus ökonomischer Sicht wird die Bereitstellung dieser Ökosystemleistungen unzureichend berücksichtigt, da es sich bei diesen Ökosystemleistungen um öffentliche Güter handelt, die oftmals nicht auf Märkten gehandelt werden. Sie haben dadurch keinen Marktpreis und nehmen somit keinen Einfluss auf Entscheidungsprozesse, die auf den Kosten und dem Nutzen der Bewirtschaftung und Nutzung der Ökosysteme basieren. Die umweltökonomische Bewertung dieser Ökosystemleistungen kann daher wertvolle Informationen für die Entscheidungsfindung für die Bewirtschaftung und Wiederherstellung der Ökosysteme liefern. Mithilfe der umweltökonomischen Bewertung kann der Nutzen unterschiedlicher Bewirtschaftungs-

formen der Ökosysteme umfassender miteinander verglichen und den Kosten der Umstellung, das sind Investitions-, Pflege- und Opportunitätskosten, gegenübergestellt werden. Gleichzeitig kann außerdem der gesellschaftliche Schaden, der sich aus dem Verlust und der Degradierung der Ökosysteme ergibt, als ein ökonomischer Wert dargestellt werden, was wiederum das Argument für eine dringlich notwendige Wiederherstellung der Ökosysteme stärkt.

Die Dringlichkeit einer Intensivierung von Renaturierungsmaßnahmen wurde bereits auf verschiedenen politischen Ebenen erkannt und wird im Rahmen verschiedener Initiativen vorangetrieben. Beispielsweise sollen im Rahmen der EU-Biodiversitätsstrategie 2030 mindestens 30 % der Land- und Meeresflächen der EU unter Schutz zu gestellt und mindestens 10 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche durch Landschaftselemente mit hoher biologischer Vielfalt ökologisch aufgewertet werden. Auf internationaler Ebene setzt sich die UN-Dekade zur Wiederherstellung von Ökosystemen 2021-2030 zum Ziel, die weltweite Verschlechterung der Ökosysteme zu stoppen, und degradierte Ökosysteme wiederherzustellen. Dafür sollen Menschen für die Bedeutung von Ökosystemen sensibilisiert, der politische Wille zur Wiederherstellung von Ökosystemen international gestärkt und die Bildung notwendiger technischer Kapazitäten unterstützt werden. Darüber hinaus haben sich zahlreiche Staaten sowie die EU im Dezember 2022, im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD), mit der Unterzeichnung des Globalen Biodiversitätsrahmens von Kunming-Montreal (GBF) unter anderem dazu bekannt, seine Ökosysteme wiederherzustellen und den Verlust der biologischen Vielfalt aufzuhalten. Mit der im August 2024 in Kraft getretenen W-VO, geht die EU nun einen Schritt voran, um die Wiederherstellungsziele der Biodiversitätsstrategie 2030 und der CBD zu erreichen. Die Verordnung gibt konkrete, terminierte Ziele für den Zustand der Ökosysteme vor (Europäische Kommission, 2020a; Europäische Union, 2024) und macht verbindliche Vorgaben, wie z. B. dass sich bis 2030 jeweils mindestens 20 % und bis 2050 alle wiederherstellungsbedürftigen Ökosysteme in Renaturierungsmaßnahmen befinden. Für die Wiederherstellung von Waldökosystemen legt die Verordnung fest, dass für mindestens sechs der sieben Indikatoren für Waldökosysteme bis 2030 ein Aufwärtstrend erreicht werden muss. Dieser Trend wird regelmäßig überprüft und muss aufrechterhalten werden, bis ein zufriedenstellendes Niveau erreicht ist, das von den Mitgliedstaaten auf der Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegt wird. Für die Wiedervernässung von Mooren werden durch die Verordnung konkrete Flächenziele für die Wiederherstellung definiert. So sollen die Mitgliedsstaaten bis 2030 auf 30 %, bis 2040 auf 40 % und bis 2050 auf 50 % der landwirtschaftlich genutzten entwässerten organischen Böden Maßnahmen zur Wiederherstellung ergreifen, wobei bis 2030 ein Viertel und bis 2040 bzw. 2050 jeweils ein Drittel davon wiedervernässt sein sollen. Entsprechend der Ausnahmeregelungen können auch Wiedervernässungsmaßnahmen im Bereich von anderen Landnutzungen wie Wäldern auf die Wiedervernässungsziele für landwirtschaftlich genutzte organische Böden angerechnet werden. Die Verordnung sieht vor, dass die Mitgliedstaaten in nationalen Wiederherstellungsplänen darlegen, wie die Ziele erreicht werden sollen. Dabei sind insbesondere auch die positiven Nebeneffekte für den Klimaschutz sowie die sozioökonomischen Auswirkungen und der Nutzen der Wiederherstellung zu bewerten.

Vor diesem Hintergrund beschäftigte sich das Projekt „Ökonomische Analysen zum Nutzen der Wiederherstellung degradierter Ökosysteme“ mit der umweltökonomischen Bewertung renaturierter Wälder und Moore. Das Projekt wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) und vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) beauftragt. Ziel des Projektes war es, die betriebswirtschaftlichen Kosten und

den gesellschaftlichen Nutzen, die mit einer Wiederherstellung von Wäldern und Mooren einhergehen, anhand von ausgewählten Fallbeispielen zu analysieren. Zwar gibt es nach jahrzehntelanger umweltökonomischer Forschung bereits einige Fallbeispielanalysen zur Bewertung der Ökosystemleistungen. Allerdings gibt es noch Forschungslücken in der expliziten Bewertung von Wiederherstellungsmaßnahmen, die einen direkten Aufschluss über den zusätzlichen Wert durch eine verbesserte Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen durch renaturierte Wälder und Moore ermöglicht. Durch das Projekt sollte daher aufgezeigt werden, wie etablierte Bewertungsmethoden und umweltökonomische Werte aus der Literatur angewendet werden können, um den gesellschaftlichen Wert, der durch die Wiederherstellung der Ökosysteme entsteht, sichtbarer zu machen. Außerdem sollten anhand der Ergebnisse dieses Projektes Empfehlungen für Politikinstrumente abgeleitet werden, die darauf abzielen, ökonomische Anreize für eine Wiederherstellung zu setzen. Somit leistet das Projekt einen Beitrag zu den politischen Bemühungen auf nationaler und internationaler Ebene, die Renaturierung degradierter Ökosysteme voranzutreiben. Die Fokussierung auf Wälder und Moore bzw. organische Böden ergibt sich einerseits aus der flächenmäßigen Relevanz der Ökosysteme in Deutschland. Andererseits haben Wälder und Moore ein erhebliches Klimaschutzpotenzial und ihre Wiederherstellung ist somit auch für klimaschutzpolitische Ziele von maßgeblicher Bedeutung.

Im Rahmen des Projektes wird unter Renaturierung von Wäldern, Waldmooren und Mooren die passive (natürliche Entwicklung ohne menschlichen Einfluss, Wiederherstellung natürlicher Dynamik und Prozesse) und aktive (Entwicklung in Richtung eines naturnäheren Zustandes durch menschlichen Einfluss) Wiederherstellung eines naturnäheren Zustands der Ökosysteme (vgl. Kiehl, 2019) verstanden. Ziel der Renaturierung ist der langfristige Erhalt und die Sicherung von Ökosystemen und Artenvielfalt. Somit wird durch die Renaturierung von Wäldern und Mooren implizit auch eine Erhöhung ihrer Resilienz sowie die Erhöhung der Bereitstellung ihrer regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen angestrebt. Die Renaturierung von Wäldern und Mooren kann zu einer Teil- oder Volleinschränkung der forst- oder landwirtschaftlichen Landnutzung dieser Ökosysteme führen oder einen Paradigmenwechsel erfordern z. B. von einer entwässerungsbasierten Moorbewirtschaftung hin zu einer an naturnahe Bedingungen angepassten nassen Bewirtschaftung von organischen Böden. Eine Umstellung der Nutzung auf Paludikulturen stellt beispielsweise auch einen Beitrag zur Wiederherstellung von Ökosystemfunktionen dar, v. a. wenn biodiversitätsfördernde Maßnahmen bei der angepassten Nutzung eingeplant und angewendet werden (vgl. Närmann et al, 2021).

Im Zusammenhang mit der Renaturierung ist es erforderlich, zentrale Begriffe wie naturnah, an naturnahe Bedingungen angepasste Bewirtschaftung sowie nachhaltige Bewirtschaftung zu präzisieren, da diese in unterschiedlichen Fachkontexten variieren können. In diesem Bericht wird Naturnähe als ein Gradmesser verstanden, der beschreibt, wie stark ein Ökosystem durch menschliche Nutzung überprägt ist und in welchem Maße es seinen ursprünglichen Eigenschaften entspricht. Naturnahe Ökosysteme zeichnen sich damit durch eine geringe Abweichung vom natürlichen Zustand aus, das heißt sie kommen dem ursprünglichen Zustand möglichst nahe (vgl. Böttcher et al., 2022; BMUV, 2022). Für Wälder bedeutet dies, dass Bestände durch standorttypische Baumarten geprägt sind und eine hohe Strukturvielfalt aufweisen, die sich in vertikaler Schichtung, horizontaler Differenzierung und vielfältigen Altersstufen zeigt. Eine solche Entwicklung wird auch in der Waldstrategie 2050 betont, in der gefordert wird, naturnahe Wälder ohne Kahlschläge aufzubauen und diese vorrangig mit heimischen Baumarten zu bewirtschaften (BMEL, 2021). Für Moore umfasst Naturnähe insbesondere die

Wiederherstellung der natürlichen Wasserverhältnisse. Eine an naturnahe Bedingungen angepasste Bewirtschaftung setzt daher voraus, dass entwässerte und degradierte Moorböden wiedervernässt werden und anschließend unter nassen Bedingungen nachhaltig bewirtschaftet werden können. Dies kann beispielsweise durch Paludikulturen erfolgen, die – sofern sie biodiversitätsfördernde Maßnahmen integrieren – sowohl eine Nutzung als auch die Erhaltung zentraler Ökosystemfunktionen ermöglichen. In diesem Projekt werden sowohl Wälder und Moore als auch Waldmoore behandelt. Der Begriff Waldbereiche oder Waldfläche bezieht sich auf die bewaldeten Teile der Waldmoore oder die Wälder selbst. Waldmoore stellen eine besondere Form dieser Ökosysteme dar. Darunter werden Moore mit einer Torfschicht von mehr als 30 cm sowie Anmoore mit geringerer Torfmächtigkeit verstanden, deren Wassereinzugsgebiet bewaldet ist. Ob die Moorfläche selbst offen oder mit Gehölzen bestockt ist, spielt dabei keine Rolle (vgl. Nitsch & Schramek, 2021).

Durch die Wiederherstellung der Ökosysteme entstehen folglich betriebswirtschaftliche Kosten, die sich aus dem Investitions- und Pflegebedarf sowie den entgangenen Erträgen (d. h. Opportunitätskosten) aus der vollständigen oder teilweisen Nutzungseinschränkung ergeben. Der Nutzen aus der erhöhten Bereitstellung von Ökosystemleistungen liegt dagegen auf gesellschaftlicher Seite. Somit entsteht ein Ungleichgewicht in der Verteilung von Kosten und Nutzen. Gleichzeitig liegen für die Landnutzenden bzw. Bewirtschafter*innen keine ökonomischen Anreize vor, eine aus ihrer Sicht unrentable Wiederherstellung der Ökosysteme umzusetzen. Zwar können Renaturierungsmaßnahmen aktuell über Projektförderungen finanziert werden, aber eine standardmäßige, angemessene Honorierung für die Wiederherstellung von Ökosystemleistungen gibt es in Deutschland derzeit nicht. Dies führt dazu, dass Maßnahmen nur im geringen Umfang umgesetzt werden. Folglich ist eine umfassende umweltökonomische Auseinandersetzung mit zusätzlichen Anreizinstrumenten zur Honorierung der Wiederherstellung von Ökosystemen sinnvoll.

Ziel des hier vorliegenden Berichts ist die umfassende Darstellung und Diskussion der Bewertungen der Fallbeispiele und der Empfehlungen, die sich aus den Ergebnissen der Bewertungen für die Gestaltung von Anreizinstrumenten ergeben. In Kapitel 2 wird zunächst der aktuelle Forschungsstand zur ökonomischen Bewertung von (renaturierten) Wäldern und Mooren analysiert. Auf diese literaturbasierte Auseinandersetzung folgt die Fallbeispielanalyse (Kapitel 3). Dabei werden die Veränderungen in ausgewählten Ökosystemleistungen modelliert, umweltökonomisch bewertet und den Kosten der Wiederherstellung im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse gegenübergestellt. Auf dieser Grundlage werden in Kapitel 3.8 Empfehlungen für die Gestaltung von Anreizprogrammen und politischen Maßnahmen abgeleitet. Die zentralen Ergebnisse sowie weiterhin bestehende Forschungslücken werden abschließend in einem Fazit zusammengefasst.

2 Überblick zum Forschungsstand der ökonomischen Bewertung der Renaturierung von Wäldern und Mooren

Das Ziel dieses Kapitels ist eine fundierte Bestandsaufnahme des vorhandenen Wissens zur ökonomischen Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen in Wäldern und Mooren. Dies umfasst sowohl den Forschungsstand zur ökonomischen Bewertung (Nutzen und Kosten) einschließlich der Verfügbarkeit von Datengrundlagen als auch eine Sammlung und Aufarbeitung vorhandener Anreizinstrumente oder Anreizkonzepte aus der Literatur zur Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen. Der Forschungsstand zur ökonomischen Bewertung bildet eine wichtige Grundlage für die Bewertung des Nettonutzens von Renaturierungsmaßnahmen in den Fallbeispielen in Kapitel 3. Hingegen stellt die Bestandsaufnahme existierender Anreizinstrumente und Anreizkonzepte sowie aktueller politischer Programme und Diskussionen eine bedeutende Grundlage für die Ableitung von Empfehlungen zur politischen Beratung im Kapitel 3.8 dar.

2.1 Darstellung ökonomischer Begründungen für die Renaturierung

Intakte Ökosysteme, wie naturnahe und natürliche Wälder sowie naturnahe und wiedervernässte Moore, sind als Naturkapital zu verstehen und stellen jährlich zahlreiche Ökosystemleistungen bereit (Stromgröße), die den Charakter öffentlicher Güter haben. Diese lassen sich nach ihrer räumlichen Wirkungsdimension (global, national, regional) sowie nach dem Grad der Nicht-Ausschließbarkeit (d. h. niemand kann von der Nutzung des Guts ausgeschlossen werden) und Nicht-Rivalität (d. h. mehrere Personen können unabhängig von anderen von der Nutzung profitieren) der Nutzung differenzieren. Globale Ökosystemleistungen wie die Kohlenstoffspeicherung und damit der globale Klimaschutz sind meist als reine öffentliche Güter zu verstehen, da sie in hohem Maße nicht ausschließbar und nicht rival sind. Weitere Ökosystemleistungen, die (eher) auf nationaler oder regionaler Ebene als öffentliche Güter betrachtet werden können, sind die Bewahrung und Förderung der Biodiversität sowie die Filterleistung und deren Wirkungen auf die Luftqualität. Andere Ökosystemleistungen können je nach Kontext den Charakter von unreinen öffentlichen Gütern haben. Diese Güter werden Allmende- oder Clubgüter genannt und charakterisieren sich entweder durch ihre Nicht-Ausschließbarkeit bei gleichzeitiger Rivalität oder durch Nicht-Rivalität bei gleichzeitiger Ausschließbarkeit.

Auf der regionalen und nationalen Ebene gilt beispielsweise das vielfältige und natürliche Landschaftsbild als Allmendegut. Der Nutzen des Landschaftsbilds kann für den einzelnen Nutzenden reduziert werden, wenn das Landschaftsbild durch eine Übernutzung und Überfüllung seine ästhetische oder erholende Wirkung für den einzelnen verliert. Dies kann auch für die Artenvielfalt in einzelnen Regionen gelten, wenn sensible Biotope zu stark durch Freizeitaktivitäten gestört werden. Bei einigen Ökosystemleistungen, die Eigenschaften von öffentlichen Gütern vorweisen, besteht die Möglichkeit, Nutzungsinteressierte von der Nutzung auszuschließen. Somit werden sie zu einem Clubgut. Beispielsweise kann im Hinblick auf den Schutz des Grundwassers die Förderung von Wasser über die Bohrung von Brunnen ordnungsrechtlich untersagt werden oder der Zutritt zu beispielsweise einem Nationalpark kann über eine Umzäunung, die Ausweisung von Ruhezonen und Eintrittspreise reguliert werden. Die Schaffung von Clubgütern hat den Vorteil, dass dadurch die Übernutzung vermieden und die Finanzierung des Erhalts des Guts durch Nutzungsentgelte ermöglicht werden kann. Allerdings haben Clubgüter anders als reine öffentliche Güter, wie z. B. ein stabiles globales Klima oder

saubere Atemluft, den Nachteil, dass sie keine egalisierende Verteilungswirkung haben. Eintrittspreise für Natur- und Erholungsraum können beispielsweise den Zugang zu diesen Gütern für diejenigen beschränken, die ihn am nötigsten brauchen, weil ihnen aufgrund geringerer Einkommen oder Vermögen keine eigenen privaten Gärten oder sonstige nahegelegene Zugänge zu Grün- und Erholungsräumen zur Verfügung stehen.

Nichtausschließbarkeit und Nichtrivalität im Konsum (reiner oder unreiner) öffentlicher Güter wirken sich auf ihre Marktfähigkeit aus. Es erschwert die Bildung eines Marktes und entsprechender Preise für diese Güter. Fehlende Märkte und somit eine fehlende monetäre Entlohnung für die Bereitstellung dieser Güter, kann dazu führen, dass der gesellschaftliche Nutzen dieser Güter durch die Bereitstellenden bzw. Produzenten nicht ausreichend in betriebswirtschaftlichen Entscheidungen berücksichtigt wird. Dies bedeutet, dass öffentliche Güter durch den Markt nicht in gesellschaftlich optimalem Umfang und ausreichender Qualität bereitgestellt werden. In diesem Zusammenhang lässt sich von einem Marktversagen sprechen, das eine Grundlage für staatliche Intervention darstellen kann. Außerdem werden auch die (impliziten) betriebswirtschaftlichen Kosten für die Verschlechterung, Verringerung oder Vernichtung dieser Güter nicht angemessen berücksichtigt. Das heißt, die unzureichende Berücksichtigung der Ökosystemleistung wirkt sich auch auf die nachhaltige Geschäftsfähigkeit der Betriebe aus, da ein funktionierendes Ökosystem die Grundlage für die forst- oder landwirtschaftliche Nutzung darstellt.

Diese unzureichende Berücksichtigung der Ökosystemleistungen (bzw. fehlende Anreizsituation) hat im Rahmen der Bewirtschaftung von Wäldern und Moorböden zu der Degradierung dieser Ökosysteme und ihrer Biodiversität beigetragen. In den Bewirtschaftungsentscheidungen durch Marktteilnehmende, darunter land- und forstwirtschaftliche Unternehmen sowie andere Landnutzende, liegt der Fokus vor allem auf den Rohstoffen und Erzeugnissen wie Holz oder Nahrungsmitteln, für die es Märkte gibt. Der gesellschaftliche Wert der regulierenden oder kulturellen Ökosystemleistungen dieser Ökosysteme, die reine oder unreine öffentliche Güter darstellen, wird bei den privatwirtschaftlichen Optimierungsentscheidungen nicht ausreichend mit einkalkuliert. Dies hat weitreichende Folgen und trägt zur Naturzerstörung, zur Umweltverschmutzung, zum Artensterben, zu gestörten Wasserhaushalten und zur globalen Klimaerwärmung bei. Um diese nicht nachhaltigen Entwicklungen zu begrenzen, zu stoppen oder sogar wieder umzukehren, bedarf es staatlicher Regulierungen und Anreizsetzungen oder auch direkter staatlicher Investitionen in die Renaturierung von Wäldern und Mooren.

Die Renaturierung besitzt auch eine intra- und intergenerationale Verteilungswirkung. Die Einschränkung der intensiven und ertragsorientierten Landnutzung von aktuell rechtlich Verfügungsberechtigten führt zu einer Umverteilung des Nutzens sowohl innerhalb der aktuellen Generation als auch zwischen der heutigen und den zukünftigen Generationen. Letzteres ist von besonderer Bedeutung, da die zukünftige Generation, die von der Renaturierung profitieren würde oder durch den Verzicht auf die Renaturierung und die Fortsetzung intensiver Landnutzungen Nachteile erleidet, aktuell nicht an der Auswahl von Landnutzungsoptionen mitentscheidet. Deren Interessen und Präferenzen sind gegenwärtig nicht bekannt und werden – je nach Umfang der Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips, der Vermeidung von Irreversibilitäten aus dem Motiv der Sicherung von Options- oder Existenzwerten sowie intrinsischen Motivationen – in der Regel wenig berücksichtigt (Hampicke & Schäfer, 2021). Die Übernutzung oder Zerstörung von Ökosystemen bedeutet also eine Umverteilung des Nutzenstroms von allen zukünftigen Generationen auf die heutige, bzw. auf einen kleinen Teil dieser

heutigen Generation, nämlich auf die überschaubare Gruppe der unmittelbar wirtschaftlich von der Nutzung und Zerstörung kurzfristig Nutznießenden.

Neben den Verteilungseffekten ist auch das Versicherungsprinzip, das mit der Renaturierung einher geht, hervorzuheben. Die jährlichen Nutzenströme durch Ökosysteme sind davon abhängig, inwiefern die Ökosysteme auf Belastungsfaktoren, wie z. B. den Klimawandel oder auch Schädlingsbefall, reagieren bzw. in der Bereitstellung der Ökosystemleistungen beeinträchtigt werden. Unter der Annahme, dass die Renaturierung die Anpassungsfähigkeit und Belastbarkeit der Ökosysteme stärkt, trägt sie nicht nur zur Erhöhung der Nutzenströme durch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen bei, sondern verringert auch die Unsicherheit um das Eintreten dieser Nutzenströme (Yachi & Loreau, 1999).

Renaturierungen führen zu sehr unterschiedlich verteilten Kosten und Nutzen. Die Kosten fallen in der Regel konkret, kurzfristig und gut in Geldwerten bezifferbar bei privaten Akteuren (beispielsweise in Form von Opportunitätskosten aufgrund von Nutzungsverzichten oder -einbußen) oder dem Staat (beispielsweise in Form von Landerwerbs- oder Investitions- und Pflegekosten) an. Die Kosten der Renaturierung können dabei in direkte und indirekte Kosten unterteilt werden. Direkte Kosten der Renaturierung von Wäldern und Mooren bestehen in den unmittelbaren **Investitionskosten** in Pflanzungen und wasserbaulichen Bauleistungen, gegebenenfalls Grundstückserwerben oder **Entschädigungszahlungen** sowie in den **Opportunitätskosten** in Form von Ernte- und Ertragseinbußen durch Nutzungsverzichte und -einschränkungen. Solche Kosten können als Wiederherstellungskosten erfasst und monetär abgebildet werden. Bei der Berechnung des monetären Wertes von Ernte- und Ertragseinbußen müssen jedoch sowohl die eingesetzten Produktionskosten (z. B. für den Einsatz von Saatgut, Düngemitteln, Treibstoffen, Maschinen, usw.) als auch die staatlichen Transferleistungen zur Unterstützung der landwirtschaftlichen Produktion (z. B. Flächenprämien) von den betrieblichen Erlöseinbußen abgezogen werden, wenn die tatsächlichen volkswirtschaftlichen Kosten der Bewirtschaftungseinschränkungen ermittelt werden sollen (Schweppe-Kraft & Grunewald, 2013). Indirekte Kosten können unter anderem in Auswirkungen auf vor- oder nachgelagerte Wertschöpfungsketten bestehen, also Zulieferungen aus der Chemieindustrie, der Saatgutproduktion, Tierzucht, Maschinenbau und Handwerksleistungen sowie in der nachgelagerten Kette der Nahrungsmittel- und Biomasseverarbeitung. Hierbei sind aus volkswirtschaftlicher Sicht allerdings zum Teil auch die mit der Herstellung dieser Vorprodukte verbundenen negativen externen Effekte (wie beispielsweise bei der Düngemittelherstellung oder Stahlproduktion) zu berücksichtigen, die durch die zurückgehende Produktion dieser Güter vermieden werden.

Der Nutzen aus dem mit der Renaturierung zu erreichendem langfristigem Strom von Ökosystemleistungen charakterisiert sich dagegen überwiegend als (reine bzw. unreine) öffentliche Güter auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen (und zeitlichen Dimensionen). Für diesen Nutzenstrom aus den regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen liegen keine marktbasierenden Preise vor. Wie bereits dargelegt, kann das Fehlen von Preisen bzw. monetären Werten dazu beitragen, dass bei betrieblichen oder politischen Entscheidungen der Nutzen der Renaturierung nicht in einem Ausmaß berücksichtigt wird, das zu einem gesamtgesellschaftlich optimalen Zustand der Ökosysteme führen würde. Zur ökonomischen Bewertung und monetären Sichtbarmachung dieser Nutzenströme kann das Konzept bzw. die Berechnung des ökonomischen Gesamtwerts (Total Economic Value) herangezogen werden. Der Ansatz versucht, den gesellschaftlichen Nutzen durch Ökosysteme und ihre Leistungen möglichst umfassend darzustellen und bezieht dabei neben den direkten Nutzungswerten auch indirekte

Nutzungswerte sowie Nicht-Nutzungswerte, darunter Optionswerte und Existenzwerte (Pearce & Turner, 1990) ein. Dieser umfassend angelegte Ansatz ist in der Lage, zumindest einen bedeutenden Teil des Gesamtwertes der Ökosysteme und ihrer Leistungen für die Menschen abzubilden. Unter der Voraussetzung, dass die Nutzenströme durch die Bereitstellung der Ökosysteme messbar und in geeigneten biophysikalischen Größen darstellbar sind, stehen eine ganze Reihe ökonomischer Bewertungsmethoden zur Verfügung, mit denen bedeutende Teile dieser Nutzen zumindest näherungsweise abgebildet werden können. Die umweltökonomischen Bewertungsmethoden unterscheiden sich dabei in kosten- bzw. preisbasierte und präferenzbasierte Ansätze. Die relevantesten Bewertungsmethoden sollen hier kurz dargestellt werden:

Die **Schadenskostenmethode** wird verwendet, um den Nutzen der Renaturierung zu berechnen, der sich aus der Vermeidung von Schäden durch die (erhöhte) Bereitstellung von Ökosystemleistungen ergibt. Beispielsweise lassen sich Schadenskosten des Klimawandels („Social Cost of Carbon“) verwenden, um den Rückhalt von Treibhausgasen durch renaturierte Wälder und Moore zu bewerten. Das heißt, zur Bewertung der Klimaschutzleistung der Ökosysteme werden die vermiedenen Klimakosten genutzt. Aber auch andere Ökosystemleistungen wie z. B. der Wasser- oder Nährstoffrückhalt sowie Filterleistung von Luftschadstoffen lassen sich durch diesen Ansatz bewerten, da ohne diese Ökosystemleistungen zusätzliche Überflutungs-, Biodiversitäts-, Ernte- oder auch Gesundheitsschäden eintreten könnten.

Die **Vermeidungskostenmethode** betrachtet die Kosten für die (technische) Vermeidung von Schäden, die beispielsweise durch Luftschadstoffemissionen entstehen können. Das heißt, es werden z. B. die Kosten für die Installation von Luftfiltertechnologien zur Bewertung herangezogen. Die Kosten, die dafür aufgebracht werden, können als eine Näherung für den Nutzen der Luftfilterleistung von Wäldern und Mooren verwendet werden. Dies kann vor allem sinnvoll sein, wenn die Kosten durch natürliche Vermeidung mit den Kosten durch technische Vermeidung verglichen werden sollen. Ähnlich lässt sich auch die **Ersatzkostenmethode** erklären. Hier werden zur Bewertung des Nutzens der Ökosystemleistung die Kosten technischer Maßnahmen herangezogen, welche die Ökosystemleistung ersetzen könnten. Beispielsweise ließen sich die durch renaturierte Wälder und Moore zurückgehaltenen Wassermengen bei Starkregen- oder Überflutungsereignissen auch durch technische Maßnahmen, wie z. B. Rückhaltebecken, auffangen oder zurückhalten. Die Planungs-, Bau- und Instandhaltungskosten solcher Maßnahmen können hier als ein Anhaltspunkt für die Bewertung der Wasserrückhalteleistung von renaturierten Wäldern und Mooren dienen.

Mit **präferenzbasierten Ansätzen** kann die Wertschätzung der Bevölkerung für renaturierte Wälder und Moore abgebildet werden. Hier wird zwischen den geäußerten („stated preferences“) und offenbarten („revealed preferences“) Präferenzen unterschieden. Die Wertschätzung durch geäußerte Präferenzen kann durch Befragungsstudien ermittelt werden, in denen die Menschen nach ihrer Wertschätzung und Zahlungsbereitschaft für bestimmte Umweltzustände und/oder -güter befragt werden. Zwei unterschiedliche befragungsbasierte Methoden können dabei zur Anwendung kommen: sogenannte Auswahlexperimente („choice experiments“) oder kontingente Bewertungen („Contingent Valuation“). Im Rahmen von Auswahlexperimenten wird der Umweltzustand oder das Umweltgut in unterschiedliche Attribute zerlegt, die über mehrere Auswahl-situationen und zwischen den Auswahl-szenarien in einer Situation variieren. Dadurch lässt sich eine Zahlungsbereitschaft für jedes Attribut ermitteln. Bei einer kontingenten Bewertung wird dagegen eine Zahlungsbereitschaft gesamthaft für einen Umweltzustand oder ein Umweltgut ermittelt. Offenbarte Präferenzmethoden

fokussieren auf real zu beobachtenden Entscheidungen. Dabei werden das Verhalten oder auch Kaufentscheidungen von Menschen beobachtet und daraus Schlüsse auf ihre Zahlungsbereitschaft für bestimmte Umweltgüter abgeleitet, beispielsweise durch die Erhebung von Reisekosten („Travel Cost Method“), die sie auf sich genommen haben, um zu einem Reiseziel mit einer bestimmten Ausstattung von Umweltgütern zu gelangen oder durch die Erhebung von Immobilienpreisen für Häuser oder Wohnungen, die in unterschiedlich mit Umweltgütern ausgestatteten Lagen zu finden sind („Hedonic Pricing“). Mit diesen unterschiedlich abgeleiteten Zahlungsbereitschaften kann die Nachfrage der Bevölkerung nach renaturierten Wäldern und Mooren abgeschätzt werden, was einen Hinweis darauf liefern kann, in welchem Umfang der Staat Steuermittel in die Bereitstellung solcher Biotopie investieren sollte, wenn er an einer Erhöhung der gesellschaftlichen Wohlfahrt und der Zufriedenheit der Bevölkerung interessiert ist.

Der folgende Abschnitt 2.2 gibt einen Überblick zum aktuellen Forschungsstand zur empirischen Abbildung der Nutzen und Kosten der Renaturierung von Wäldern und Mooren und führt dabei zahlreiche Studien auf, die verschiedene der hier genannten Bewertungsansätze konkret umgesetzt haben.

2.2 Aktueller Forschungsstand zur ökonomischen Bewertung von Nutzen und Kosten von Wäldern und Mooren

Ziel dieses Abschnitts ist eine möglichst vollständige Erfassung des aktuellen Forschungsstands zu ökonomischen Bewertungen der Wald- und Moorökosystemleistungen sowie zu den Kosten der Renaturierung von Mooren und Wäldern. Die Erfassung und Auswertung der Literatur stellt eine zentrale Grundlage für die Zielsetzung des Projekts dar. Mittels dieses Arbeitsschrittes sollten geeignete Bewertungsmethoden bzw. monetäre Werte zur Bewertung der Ökosystemleistungen, die im Abschnitt 3.3 definiert werden, identifiziert werden.

2.2.1 Methodisches Vorgehen

Im ersten Schritt wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber Suchkriterien für die Analyse ausgearbeitet und ein Analyserahmen erstellt. Die Suchkriterien umfassten die geographische Abgrenzung, deutsche und englische Suchbegriffe sowie zentrale und sekundäre Kriterien. Der geographische Fokus der Recherche liegt vor allem auf Deutschland, abschließend wurde die Literaturrecherche zusätzlich auf klimatisch und sozioökonomisch vergleichbare Regionen (v.a. Westeuropa und Nordamerika) ausgeweitet. Die in die Auswertung einbezogenen Studien wurden unter Verwendung der folgenden Suchbegriffe identifiziert:

- Renaturierung ODER Wiederherstellung; ökonomische Bewertung; Wald ODER Moor
- Renaturierung ODER Wiederherstellung; Nutzen; Wald ODER Moor
- Renaturierung ODER Wiederherstellung; Kosten-Nutzen-Analyse; Wald ODER Moor
- Restoration; Economic valuation; forest OR peatland
- Restoration; Benefits; forest OR peatland
- Restoration; Cost-Benefit-Analysis; forest OR peatland

Mithilfe dieser Suchbegriffe wurden verschiedene Datenbanken (Conservation evidence database, Dokumentation Natur und Landschaft – online (DNL), Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)) durchsucht. Bei der Conservation evidence database und der Dokumentation für Natur und Landschaft gab es keine geeigneten Übereinstimmungen. Einige Treffer wurden

bei der UFZ-Datenbank erzielt. Diese wurden in dem erarbeiteten Analyserahmen erfasst. Aus einem vorausgegangenen Projekt zur Aktualisierung der Methodenkonvention 3.0 des Umweltbundesamts (UBA), für die eine Datenbank zur Bewertung der Ökosysteme in Deutschland erstellt wurde, konnten zahlreiche Studien bzw. Einträge übernommen werden (Förster et al., 2019).

Da es in der Literatur nur wenige Bewertungsstudien gibt, die tatsächlich eine ökonomische Bewertung der Wiederherstellung anstelle einer Status-Quo-Bewertung vornehmen, werden auch solche Bewertungsstudien einbezogen, um eine Grundlage für die Bewertung der Wiederherstellung zu schaffen. Insbesondere für die Ökosystemleistungen des Waldes wurden fast ausschließlich Status-quo-Bewertungen durchgeführt, die als Gegenstück einen hypothetischen Zustand ganz ohne Wald und die damit verbundenen Ökosystemleistungen annehmen. Daraus lässt sich nicht direkt ableiten, welcher zusätzliche Nutzen durch die Wiederherstellung eines Ökosystems entsteht, sondern nur eine Abschätzung des aktuellen Nutzens eines Ökosystems im Vergleich zu einem Szenario, in dem dieses Ökosystem gar nicht existiert. Die Ergebnisse der Bewertungsstudien sind daher nicht direkt auf Fallbeispiele der Wiederherstellung übertragbar, geben aber einen Einblick in das methodische Vorgehen bei der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen, was bei der ökonomischen Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen durchaus hilfreich sein kann. Des Weiteren wurde nach einer ersten Auswertung festgestellt, dass für die monetäre Bewertung der Moore nur unzureichend viele Studien im deutschen bzw. europäischen Raum durchgeführt worden sind. Die Suche nach Bewertungsstudien zu den Ökosystemleistungen der Moore wurde daher geographisch ausgeweitet und die Datenbank um internationale Studien erweitert. Außerdem wurden auch Studien zu weiteren Ökosystemen wie z. B. Feuchtgebieten erfasst, um Lücken in der Bewertung von Moorökosystemleistungen zu schließen, die für die Analyse der Fallbeispiele besonders relevant erschienen. Für Ökosystemleistungen, wie die Nährstoffregulierung oder die Verbesserung der Wasserqualität, können umweltökonomische Bewertungsansätze und monetäre Werte, die zur Bewertung anderer Ökosysteme verwendet werden, zur Bewertung der Moore herangezogen werden.

Die einzelnen Studien wurden mittels eines kategorienbasierten Analyserahmens tabellarisch und übersichtlich aufbereitet. Im Analyserahmen wurden neben den Metadaten, den einzelnen Ökosystemleistungen und den verschiedenen Methoden auch Kontext der Studie, geographische Abgrenzung, Größe, Zustand, Änderungskontext, Landnutzung und gegebenenfalls Renaturierungsmaßnahmen, erfasst. Des Weiteren wurde bei der Recherche der Kosten zwischen Instandhaltungs-, Investitions- und Opportunitätskosten unterschieden.

Um den Vergleich von sowohl Kosten als auch Nutzen der Bewertungsstudien zu unterschiedlichen Zeiten zu ermöglichen, wurden die monetären Einträge auf das aktuelle Preisniveau (Stichjahr 2023) und in Euro umgerechnet (Förster et al., 2019). Im ersten Schritt wurden die Kosten und Nutzen aus Deutschland auf das aktuelle Preisniveau (2023) angepasst. Hierzu wurde der Verbraucherpreisindex (VPI) der Deutschen Bundesbank (2024) und das Jahr der Datenerhebung, wenn vorhanden, oder das Jahr der Veröffentlichung verwendet. Für Kosten und Nutzen, die aus dem Ausland stammen, wurde (nach Umrechnung in Euro, wenn nötig) in einem weiteren Schritt die Kaufkraftparität des Landes der Studie an die Kaufkraftparität Deutschlands (Stichjahr 2023) angeglichen (World Bank, 2024), um die Kosten und Werte auf den aktuellen Euro in Deutschland vergleichbar zu machen. Nutzen, die auf Zahlungsbereitschaften basieren, wurden außerdem um Einkommensveränderungen angepasst. Dazu wurde den Empfehlungen aus Best et al. (2021) gefolgt. Darüber hinaus wurden die Werte auf

Grundlage der Informationen in den Studien auf Euro pro Hektar standardisiert, um sie besser vergleichen zu können. Dies war allerdings nicht in allen Fällen möglich.

2.2.2 Ergebnis

Das Ergebnis der Literatursauswertung ist ein systematischer, kategorienbasierter Überblick ökonomischer Bewertungsstudien zu den Ökosystemleistungen der Wälder und Moore in Deutschland mit einigen Verweisen auf internationale Studien. Dieses Ergebnis umfasst sowohl die monetären Bewertungen der Ökosystemleistungen als auch die Kosten, die in der Literatur identifiziert werden konnten, und dient der Einordnung und Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse der Fallbeispielauswertung im Kapitel 3. Tab. 1 zeigt die Kategorisierung von Ökosystemleistungen in Anlehnung an das Ökosystemleistungsframework von TEEB (de Groot et al. 2002). Die Bewertungsmethoden unterscheiden sich in kostenbasierte Ansätze, Stated Preferences, Revealed Preferences, Benefit Transfer und sonstige Methoden (Tab. 2). „Sonstige Methoden“ dient dabei als ein Sammelbegriff, für methodische Ansätze, die den zuvor definierten Kategorien nicht eindeutig zugeordnet werden konnten. Dazu gehören die Ansätze von Schweppe-Kraft (1998), der zur Bewertung Wiederherstellungskosten heranzieht, von Ewers et al. (1986), die verschiedene kosten- und präferenzbasierte Methoden miteinander kombinieren, von Grottker (1999), der zur Bewertung die Opportunitätskosten der Walderhaltung zur Hochwasserregulierung heranzieht, und von Job et al. (2005), die zur Bewertung die Tourismusentwicklung heranziehen.

Tab. 1: Kategorien der Ökosystemleistungen.

Kategorie der Ökosystemleistungen	Ökosystemleistungen
Versorgungsleistungen	Nahrung, Biomasse, Genetik-Medizin, Material, Trinkwasser, Wasserquantität
Regulierende Leistungen	Luft, CO ₂ -Speicherung, Temperatur, Regulierung, Fertilität, Erosion, Hochwasser, Katastrophe, Wasserqualität, Lärm
Unterstützende Leistungen	Habitat, Biodiversität
Kulturelle Leistungen	Erholung, Bildung, Erbe, Spiritueller Wert, Ästhetik, Nichtnutzungswert, Kultur

Tab. 2: Bewertungsmethoden aus dem Analyserahmen.

Kategorie der Methoden	Methoden (Methoden-Kürzel)
Stated preferences	Diskretes Auswahlexperiment (DCE) Kontingente Bewertungsmethode (CVM)
Kostenbasierte Ansätze	Marktpreismethode (MP) Substitutpreismethode (SPM) Schadenskostenmethode (DC) Vermeidungskosten (AC) Ersatzkostenmethode (RCM) Produktionsfunktion (PF) Totales Einkommen (TI)
Revealed preferences	Reisekostenmethode (TCM)

Kategorie der Methoden	Methoden (Methoden-Kürzel)
	Hedonische Preisanalyse (HP)
Sonstige	Sonstige Kosten-/Preismethode (Sonstige)
Benefit Transfer	Benefit Transfer (BT)

Insgesamt wurden 84 Studien ausgewertet und 327 unterschiedliche Werte erfasst, davon 207 zu Wäldern und 120 zu Mooren. Abb. 1 zeigt die Häufigkeit der verwendeten Bewertungsmethoden, die in den ausgewerteten Studien zur Bewertung der unterschiedlichen Ökosystemleistungen differenziert nach Ökosystem angewandt wurden. Die vier übergeordneten Kategorien der Ökosystemleistungen der Wälder wurden in der Literaturrecherche relativ gut abgedeckt. So wurden für die regulierenden Leistungen 39 Bewertungen, für die kulturellen Leistungen 86 Bewertungen, für die unterstützenden Leistungen 66 Bewertungen und für die Versorgungsleistungen 16 Bewertungen erfasst. Kulturelle Leistungen werden in der Literatur vor allem über die Methoden diskretes Auswahlverfahren und kontingente Bewertung bewertet. Für die Bewertung der CO₂-Bindung und Versorgungsleistungen wird häufig die Marktpreismethode (d. h. nicht die vermiedene Schadenskostenmethode), und für die Erholungsleistung die Reisekostenmethode angewandt. Viele Studien nutzen allerdings auch einen Benefit Transfer, um Ökosystemleistungen zu bewerten (Abb. 2a).

Der Nutzen der Moore wird in der Literatur vor allem über ihre regulierenden Leistungen (mit 64 Werten) bewertet (Abb. 1b). Die Versorgungsleistungen (mit 8 Werten), die kulturellen Leistungen (mit 18 Werten) und die unterstützenden Leistungen (mit 23 Werten) decken zusammen weniger als die Hälfte der Bewertungen ab. Größtenteils wird die Schadens- und Vermeidungskostenmethode für regulierende und der Benefit Transfer für alle Kategorien der Leistungen genutzt (Abb. 2b). Insgesamt werden die Ökosystemleistungen Biodiversität, Erholung und die CO₂-Bindung am häufigsten bewertet.

Für einige Ökosystemleistungen konnten sowohl für Wälder als auch für Moore auf Grundlage der Eingrenzung der Literaturrecherche keine Bewertungsstudien identifiziert werden, weshalb zum Teil keine Balken in den Diagrammen (Abb. 1 und Abb. 2) dargestellt sind.

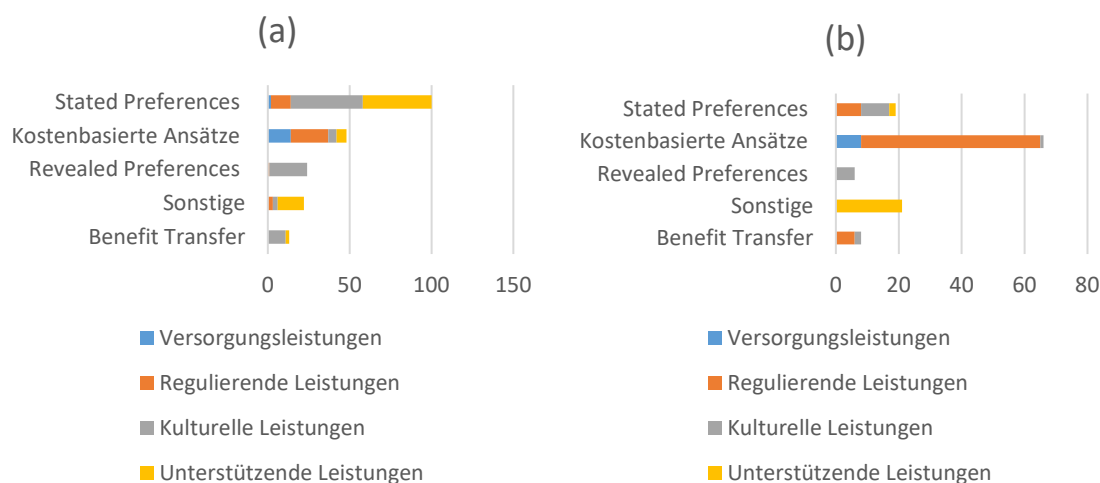


Abb. 1: Anzahl der Bewertungen von Ökosystemleistungen der Waldrenaturierung (a) und der Moorrenaturierung (b) nach Kategorien der Ökosystemleistungen und nach Kategorien der Bewertungsmethoden (eigene Darstellung).

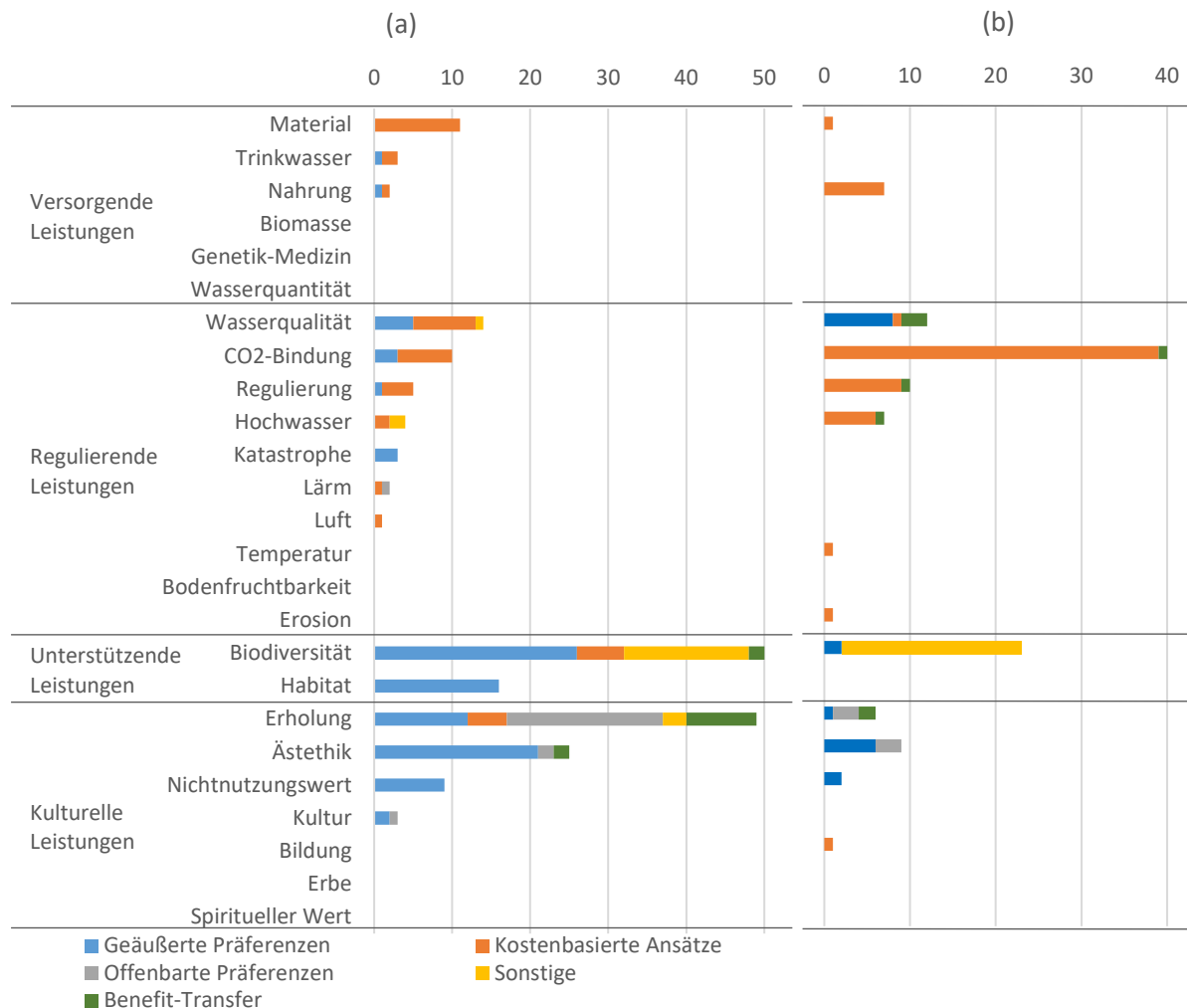


Abb. 2: Anzahl der Bewertungen von Ökosystemleistungen der Waldrenaturierung (a) und Moorrenaturierung (b) nach Kategorien der Bewertungsmethoden (eigene Darstellung).

Angesichts der umfangreichen Forschungslandschaft zur ökonomischen Bewertung von Wäldern und Mooren sowie der Vielzahl der im Bewertungsverfahren verwendeten Methoden wurden mehrere monetäre Werte für die einzelnen zu bewertenden Ökosystemleistungen ermittelt. Um die verschiedenen monetären Werte für die einzelnen Ökosystemleistungen miteinander vergleichen zu können, bedarf es einer gemeinsamen Bezugseinheit. Zwar wurde versucht, die Werte in standardisierte Euro pro Hektar Werte umzurechnen, allerdings war das nicht für alle monetären Werte möglich. Dies betrifft insbesondere die monetären Werte für kulturelle Ökosystemleistungen, die mittels präferenzbasierter Methoden bewertet werden. Diese Methoden liefern häufig monetäre Werte in Form von Euro pro Haushalt oder Euro pro Reise. Da sich diese Werte oftmals nicht in Euro pro Hektar darstellen lassen, wurde auf eine vergleichende Darstellung von monetären Werten je Ökosystemleistung in Euro pro Hektar verzichtet, da dies zu einer verzerrenden Ergebnisdarstellung führen würde.

Die Literaturrecherche und der systematische Überblick liefern eine solide Grundlage für das methodische Vorgehen bei der ökonomischen Bewertung von Veränderungen der Ökosystemleistungen, die sich aus einer Renaturierung ergeben. Da jedoch in den meisten Bewertungsstudien eine ökonomische Bewertung des Status quo vorgenommen wurde, sind die ermittelten Werte nicht direkt anwendbar. Eine ökonomische Bewertung des Status quo liefert

Informationen über den ökonomischen Wert eines Ökosystems im Vergleich zu einem Szenario, in dem dieses Ökosystem nicht existiert. Die umweltökonomische Bewertung von Wiederherstellungsmaßnahmen erfordert dagegen einen Vergleich zwischen unterschiedlichen ökologischen Zuständen des Ökosystems vor und nach Umsetzung der Wiederherstellungsmaßnahmen. Die direkte Anwendung der umweltökonomischen Werte aus der Literatur ist daher nicht möglich. Dennoch lassen sich die Bewertungsmethoden für die ökonomische Bewertung der hier zu analysierenden Fallbeispiele nutzen.

Die folgenden Tabellen zeigen die auf Basis der bisher verfügbaren Literatur grundsätzlich bewertungsfähigen Veränderungen der Ökosystemleistungen in Wäldern (Tab. 3) und Mooren (Tab. 4) sowie geeignete, in der Literatur diskutierte und angewandte Bewertungsmethoden auf. In den meisten Fällen wurden mehrere Studien identifiziert, welche die entsprechende Bewertungsmethode für die Ökosystemleistungen anwenden. Im Kontext der Renaturierung wurde die Bewertung der bereitstellenden Ökosystemleistungen, für die es bereits Märkte gibt, nicht weiter untersucht, da Ökosystemleistungen wie die Holzbereitstellung einen monetären Gewinn für den Waldeigentümer darstellen und in der weiteren Untersuchung im Kapitel 3.6 als Opportunitätskosten, nicht aber als Nutzen der Renaturierung, berücksichtigt werden. In den weiteren Arbeiten des Kapitels 3 wurde die Liste der zu bewertenden Ökosystemleistungen (und die entsprechend anzuwendenden Methoden) in Zusammenarbeit mit dem Institut biota weiter verfeinert, indem die Möglichkeiten der Messung und Modellierung der Ökosystemleistungen sowie der anschließenden monetären Bewertung betrachtet werden. Dabei zeigte sich, dass aufgrund einer häufig nur unzureichenden Messung und Abbildung des Zustandes vor der Renaturierung und eines, wenn überhaupt, dann nur auf wenige Parameter beschränkten Monitorings zur Dokumentation des Erfolges der Maßnahmen, meist nur sehr wenige Ökosystemleistungen tatsächlich verlässlich quantifiziert werden und in der Folge auch monetär bewertet werden können. Die Tab. 3 und Tab. 4 zeigen gleichwohl die bislang verfügbaren Methoden zur Bewertung der mit der Renaturierung von Wäldern und Mooren verbundenen, potenziell abbildbaren und bewertbaren Ökosystemleistungen auf – als Ausblick darauf, was in Zukunft gegebenenfalls möglich wäre, wenn mehr und bessere Daten zum Vergleich der ökosystemaren Zustände vor und nach der Renaturierung erhoben und verfügbar gemacht würden. Nicht nur aus wissenschaftlicher, sondern auch aus naturschutzpolitischer Sicht wäre dies sinnvoll und wünschenswert.

Tab. 3: Wesentliche Bewertungsmethoden der Ökosystemleistungen der Waldrenaturierung.

	Ökosystemleistungen	Vorgehen	Referenzen aus dem Analyserahmen	
Regulierende	Klimaschutz (CO ₂ Speicherung/Sequestrierung) (TEEB 8; CICES 2.3.5.1)	Vermiedene Schadenskosten Bewertung aktuell gespeichertes CO ₂ (t/ha CO ₂ -> €/t CO ₂) Bewertung CO ₂ Sequestrierung (t/ha CO ₂ /a -> €/t CO ₂) (Transfer der CO ₂ Menge aus anderen Studien)	Elsasser et al. (2021)	Elsasser et al. (2020a)
	Wasseraufbereitung (TEEB 2, 11, CICES 2.1.1.2, 2.1.2.1, 2.3.4.1)	Ersatzkostenmethode (Wasserfilterfunktion durch Nähr- und Schadstoffminderung von Grund- und Oberflächenwasser) Veränderung der Stickstoffvorräte im Boden (t/ha) → Kosten für Nitratdünger (€/t oder €/m ³)	Horbat et al. (2016)	Olschweski (1997)
	Hochwasserschutz (TEEB 10, CICES 2.2.2.2)	Ersatzkostenmethode Veränderung der Wasserspeicherkapazität (m ³) zur Abflussregulation → Kosten für technische Maßnahmen (€/m ³)	Kennel (2004)	Mehl et al. (2018a)
Kulturelle	Erholungsfunktion (TEEB 19; CICES 3.1.1)	Präferenzbasierte Methoden Erholungsleistung der Fallbespiele bewerten anhand von Benefit Transfer aus vorherigen Studien (mit DCE, CVM oder TCM) Priorisierung der geeignetsten Werte Welche Art des Waldes? Renaturiert vs. degradiert Einschätzung der Besucher €/Person/Jahr aus den Studien ermitteln (Median vs. Min/Max Spanne)	Bergen et al. (1992) Elsasser & Weller (2013) Lupp et al. (2016) Löwenstein (1994) Luttmann & Schröder (1995) Best et al. (1999) Elsasser (1996) Elsasser (2001) Gatto et al. (2013)	Klein (1994) Schüssele (1995) Schwatlo (1994) Uflacker (1995) Bösch et al. (2018) Elsasser et al. (2021) Bertram & Larondelle (2017) Elsasser et al. (2020a)
	Ästhetik (TEEB 18; CICES 2.3.4.1, 3.1.2.5 – 3.1.2.8, 3.2.2.1)	Präferenzbasierte Methoden Ästhetik der Fallbespiele bewerten anhand von Benefit Transfer aus vorherigen Studien (mit DCE oder HP) Priorisierung der geeignetsten Werte Welche Art des Waldes? Renaturiert vs. degradiert	Lienhoop & Völker (2016) Schmitz et al. (2003) Weller & Elsasser (2018)	Bergen et al. (1992) Elsasser et al. (2021) Elsasser et al. (2020a)

Ökosystemleistungen		Vorgehen	Referenzen aus dem Analyserahmen	
Unterstützende		Einschätzung der Besucher €/Person/Jahr aus den Studien ermitteln (Median vs. Min/Max Spanne) -Muss trennbar von Erholungsleistung, sonst wird exkludiert		
		Biodiversitätsschutz (TEEB 24, 26; CICES 2.3.1, 3.1.2.5, 3.2.2.1) Präferenzbasierte Methoden Biodiversitätsschutz der Fallbeispiele bewerten anhand von Benefit Transfer aus vorherigen Studien (mit DCE oder CVM) Priorisierung der geeignetsten Werte Welche Art des Waldes? Renaturiert vs. degradiert Einschätzung der Betroffenen (Besucher vs. Bevölkerung) €/Person/Jahr aus den Studien ermitteln (Median vs. Min/Max Spanne)	Küpker et al. (2005) Liebe et al. (2006) Schmitz et al. (2003) Küpker (2008) Küpker & Elsasser (2001) Meyerhoff et al. (2006) Meyerhoff et al. (2009)	Meyerhoff et al. (2015) Weller & Elsasser (2018) Elsasser et al. (2021) Elsasser et al. (2020a) Hirschfeld et al. (2016) Schweppe-Kraft et al. (2020)

Tab. 4: Wesentliche Bewertungsmethoden der Ökosystemleistungen der Moorrenaturierung.

Ökosystemleistungen		Vorgehen	Referenzen aus dem Analyserahmen	
Regulierende	Klimaschutz (CO ₂ Speicherung/Sequestrierung) (TEEB 8; CICES 2.3.5.1)	Vermiedene Schadenskosten Bewertung aktuell gespeichertes CO ₂ (t/ha CO ₂ -> €/t CO ₂) Bewertung CO ₂ Sequestrierung (t/ha CO ₂ /a -> €/t CO ₂) (Transfer der CO ₂ Menge aus anderen Studien)	Drösler et al. (2012) Schäfer & Kowatsch (2015) Schäfer et al. (2009) Mehl et al. (2013) Hampicke & Schäfer (2021)	Mehl et al. (2018a) Pinke et al. (2018) Grossmann & Dietrich (2012) Hargita & Meißner (2010)
	Wasseraufbereitung (TEEB 2, 11, CICES 2.1.1.2, 2.1.2.1, 2.3.4.1)	Ersatzkostenmethode (Wasserfilterfunktion durch Nähr- und Schadstoffminderung von Grund- und Oberflächenwasser) Veränderung der Stickstoffvorräte im Boden (t/ha) → Kosten für Nitratdünger (€/t oder €/m ³)	Mehl et al. (2013) Pattison-Williams et al. (2018)	Jenkins et al. (2010) Boerema et al. (2016)
	Hochwasserschutz (TEEB 10, CICES 2.2.2.2)	Ersatzkostenmethode Veränderung der Wasserspeicherkapazität (m ³) zur Abflussregulation → Kosten für technische Maßnahmen (€/m ³)	Kennel (2004)	Mehl et al. (2018a)

	Ökosystemleistungen	Vorgehen	Referenzen aus dem Analyserahmen	
Kulturelle	Erholungsfunktion (TEEB 19; CICES 3.1.1)	Präferenzbasierte Methoden Erholungsleistung der Fallbeispiele bewerten anhand von Benefit Transfer aus vorherigen Studien (mit DCE, CVM oder TCM) Priorisierung der geeignetsten Werte Welche Art des Moores? Renaturiert vs. degradiert Einschätzung der Besucher €/Person/Jahr aus den Studien ermitteln (Median vs. Min/Max Spanne)	Peh et al. (2014) Hein et al. (2006)	Boerema et al. (2016)
	Ästhetik (TEEB 18; CICES 2.3.4.1, 3.1.2.5 – 3.1.2.8, 3.2.2.1)	Präferenzbasierte Methoden Ästhetik der Fallbeispiele bewerten anhand von Benefit Transfer aus vorherigen Studien (mit DCE oder HP) Priorisierung der geeignetsten Werte Welche Art des Moores? Renaturiert vs. degradiert Einschätzung der Besucher €/Person/Jahr aus den Studien ermitteln (Median vs. Min/Max Spanne) -Muss trennbar von Erholungsleistung, sonst wird exkludiert	Grunewald et al. (2012) Martin-Ortega et al. (2017)	Ndebele & Forgie (2017) Boerema et al. (2016)
Unterstützende	Biodiversitätsschutz (TEEB 24, 26; CICES 2.3.1, 3.1.2.5, 3.2.2.1)	Präferenzbasierte Methoden Biodiversitätsschutz der Fallbeispiele bewerten anhand von Benefit Transfer aus vorherigen Studien (mit DCE oder CVM) Priorisierung der geeignetsten Werte Welche Art des Waldes? Renaturiert vs. degradiert Einschätzung der Betroffenen (Besucher vs. Bevölkerung) €/Person/Jahr aus den Studien ermitteln (Median vs. Min/Max Spanne)	Schweppe-Kraft et al. (2009) Meyerhoff et al. (2012)	Schweppe-Kraft et al. (2020)

2.2.3 Kosten der Renaturierung

Bezüglich der Kosten von Renaturierungsmaßnahmen für Moore liegen im Institut biota umfangreiche und langjährige Daten aus eigenen Vorhaben sowie Vorhaben Dritter vor; dies betrifft auch Waldmoore und damit Kosten für Feuchtwälder. Tab. 5 zeigt beispielhaft Kostenschätzungen für Moor- und Gewässerrenaturierungen anhand von diversen Maßnahmen. Darüber hinaus wurden mehrere Sätze für Instandhaltungs-, Investitions- und Opportunitätskosten aus der Literatur im Analyserahmen erfasst. Beispielsweise werden durch Sechi et al. (2022) Investitionskosten für die Wiedervernässung von Mooren in Deutschland zwischen 1.550 und 3.630 €/ha ermittelt. In dieser Studie werden auch durchschnittliche Opportunitätskosten von Landwirt*innen zwischen 104 und 375 €/ha/Jahr abhängig von der Art der Landwirtschaft dargestellt. Peh et al. (2014) berücksichtigten die Instandhaltungskosten für Wasserrückhaltemaßnahmen in Feuchtgebieten in Großbritannien und schätzen sie auf 169,6 €/ha/Jahr, wobei diese Kosten über den von Willenbockel (2024) angenommenen 100 €/ha/Jahr liegen, der die Mindestausgleichszahlung schätzt, die in Deutschland erforderlich wäre, um eine freiwillige Umstellung der landwirtschaftlichen Produktion auf die Gewinnung von Kohlenstoffgutschriften durch Moorwiedervernässung zu bewirken.

Die Opportunitätskosten manifestieren sich in Form von Ertragsausfällen bzw. -minderungen in der Forst- und Landwirtschaft, welche aus der Renaturierung und der damit einhergehenden Einschränkung der Flächennutzung resultieren. Die Höhe der Opportunitätskosten variiert bei der Wiedervernässung von Moorböden signifikant zwischen verschiedenen Betrieben und kann allerdings weitaus größer ausfallen. Beispielsweise werden in Osterburg et al. (2007) die Opportunitätskosten der Wiedervernässung von Mooren auf durchschnittlich 345 €/ha/Jahr angegeben, wobei die Kosten zwischen 177 €/ha/Jahr und maximal 1.379 €/ha/Jahr schwanken können, je nachdem, ob Flächen gekauft und getauscht werden müssen und ob eine landwirtschaftliche Nutzung aufgegeben werden muss. In diesem Zusammenhang sind verschiedene Faktoren von Relevanz. Dazu zählen die bisherige Nutzung der Fläche, beispielsweise als Acker- oder Grünland, sowie die jeweiligen betrieblichen und geographischen Kontextfaktoren. Auch der Umfang der Wiedervernässung spielt eine Rolle. Diesbezüglich sei auf die Arbeiten von Buschmann & Osterburg (2023), Osterburg et al. (2007) sowie Schäfer et al. (2022) verwiesen. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass für die Berechnung der Opportunitätskosten vor allem regionalisierte Deckungsbeitragsverluste herangezogen werden müssen. Diesbezüglich sei auf die Untersuchungen von Schaller (2015) und Domke (2023) verwiesen, in welchen die Auswirkungen unterschiedlicher Umstellungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf regional differenzierter Ebene analysiert werden (siehe Kapitel 3.6).

Tab. 5: Kostenschätzungen für Moor- und Gewässerrenaturierungen aus Projekten des Instituts biota.

Projekt	Ort/Moor und/oder Gewässer	Maßnahmenzielstellung	Fläche	Jahr	Kosten
Polder Kieve	Kieve, Landkreis Mecklenburg-Strelitz, MV, Oberlauf Elde	Wiedervernässung Moorflächen im Polder Kieve, Senkung des CO ₂ -Ausstoßes aus der Moorfläche, Entstehung neuer Moor- und Feuchtbiotope	ca. 160 ha	2012	2.5 Mio. €

Projekt	Ort/Moor und/oder Gewässer	Maßnahmenzielstellung	Fläche	Jahr	Kosten
Quellmoor-Renaturierung "Beesenberg"	Uckertal, Landkreis Uckermark, Brandenburg, Naturschutz- und FFH-Gebiet "Beesenberg"	Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushaltes des Quellmoores durch Deaktivierung des vorhandenen Entwässerungssystems (Verschluss Gräben, Rückbau und Zerstörung Dränsystem, Sohlschwellen im Entwässerungsgraben, Flachabtorfung auf Teilflächen)	ca. 53 ha	2012-2013	1,11 Mio. €
Grambower Moor - Maßnahmenkomplex Nordgraben	Grambower Moor bei Schwerin, MV	Sanierung des Wasserhaushaltes im Grambower Moor (Regenmoor) um Erhalt des Moores durch Wehrrertüchtigung, Einbau Staubauwerk, Grabenverschlüsse, Aufhöhung Sohle, Initiierung von Kleingewässern	ca. 2,5 km ²	2015	1,3 Mio. €
Umsetzung der Renaturierung zur Verbesserung des Erhaltungszustandes des Kalkflachmoores Zarrentin	Kalkflachmoor östlich Zarrentin	Anhebung des Wasserstandes in den Flächen des Kalkflachmoores; Verschluss von Entwässerungsgräben, Einbau eines regulierbaren und mehrerer festgesetzter Grabenstaue (Anpassung weiterer Infrastruktur erforderlich: Anhebung Sportplatz & benachbarter Weg)	ca. 30 ha	2020-2022	0,91 Mio. €
Wasserstandsstabilisierung im Strangenmoor	Strangenmoor in Zarrentin am Schaalsee	Anhebung des Wasserstandes im Strangenmoor, Verschluss Entwässerungsgraben, Staubauwerk mit fester Schwelle, Wegerhöhung	ca. 13 ha	2020	1,1 Mio. €
Quellmoor-Renaturierung "Fergitz"	Quellmoor bei Fergitz / Oberuckersee / Uckermark	Wasserstandsstabilisierung der Moorfläche und Verbesserung der Quellschüttung; Errichtung mehrerer Staubauwerke (Recyclingkunststoffspundwände mit fester Überlaufschwelle); vollständige und punktuelle Grabenverschlüsse mit anstehendem Material welches durch Flachabtorfung gewonnen wurde; Heckenpflanzung zur Reduzierung der Nährstoffeinträge der angrenzenden Ackerfläche	ca. 50 ha	2015-2016	0,26 Mio. €
Moorrevitalisierung Klädener Norden	Waldmoor bei Kläden / Goldberg / Landkreis Ludwigslust-Parchim	Wiederherstellung dauerhaft flurnaher Wasserstände in den Waldmooren; Errichtung von Staubauwerken und Furten; Grabenverfüllung mit der Zuger Methode; Errichtung von Grundwassermessstellen	ca. 45 ha	2019	0,19 Mio. €

Für Wälder konnten nur wenige Kostenschätzungen für Renaturierungsmaßnahmen in der Literatur identifiziert werden. Rosenkranz et al. (2014) berechneten einen durchschnittlichen Einkommensverlust der Waldbewirtschaftung gemäß FFH-Richtlinie in Höhe von 34 €/ha/Jahr, was als Opportunitätskosten verstanden werden sollte. Auf internationaler Ebene gibt es weitere Quellen für Kostenschätzungen für die Wiederherstellung von Wäldern. So versucht eine neue internationale Initiative in Zusammenarbeit mit der Food and Agriculture Association (FAO) mit dem Titel "The Economics of Ecosystem Restoration" (TEER) derzeit, die politische Dynamik hinter der Wiederherstellung von Ökosystemen aufzugreifen und einen

standardisierten Rahmen für die Bewertung von Kosten und Nutzen von Wiederherstellungsprojekten und spezifischen Wiederherstellungsmaßnahmen zu entwickeln. Bei der Durchsicht der Literatur über die Wiederherstellung von Wäldern in den Tropen und Subtropen wurde festgestellt, dass die Kosten für die Anlage von Wäldern zu Wiederherstellungszwecken zwischen 121 und 1.750 €/ha und die jährlichen Pflegekosten zwischen 25 und 4.980 €/ha/Jahr liegen (Bodin et al., 2022).

2.3 Darstellung relevanter Anreizprogramme und ökonomischer Instrumente

Ziel dieses Abschnitts ist eine übersichtliche Auswertung öffentlich-, privat- oder öffentlich-privat finanzierter sowie marktbasierter Anreiz- und Förderinstrumente, die die bisher nicht vermarkteten Ökosystemleistungen, vor allem regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen, honorieren und somit einen Beitrag für die Förderung des naturnahen Erhalts oder der Renaturierung von Wäldern und Mooren leisten.

Die zentralen Erkenntnisse der systematischen Auswertung der identifizierten ökonomischen Instrumente sollen im Zusammenhang mit den Ergebnissen der Bewertung der Fallbeispiele in Kapitel 3 genutzt werden, um im Kapitel 3.8 politische Empfehlungen für die Ausgestaltung eines (öffentlichen und/oder marktbasierten) Honorierungssystems abzuleiten.

2.3.1 Methodisches Vorgehen

Der Fokus der Literaturrecherche wurde im Rahmen des Projekts und in Absprache mit dem Auftraggeber auf Anreiz- und Förderinstrumente gelegt, welche explizit die Honorierung der Ökosystemleistungen der Wälder oder Moore in Europa adressieren. Bei der Recherche wurden neben wissenschaftlichen Studien, auch offizielle Berichte und weitere Materialien (z. B. Broschüren, Fact Sheets, Websites, etc.) berücksichtigt. Dadurch wurden gleichermaßen Fallbeispiele, also konkrete Programme, als auch hypothetische Konzepte zu Anreiz- und Förderinstrumenten ausgewertet.

Agrarumweltmaßnahmen wurden für die Analyse in diesem Kapitel nicht berücksichtigt, obwohl sie Anreizinstrumente darstellen und auf Länderebene eingesetzt werden, um die Renaturierung von Moorböden zu befördern. In diesem Abschnitt wurde der Fokus auf Programme und Konzepte gelegt, die politische Instrumente adressieren und deren Design, die Honorierung von Ökosystemleistungen in den Mittelpunkt stellt. Agrarumweltmaßnahmen dienen der Maßnahmenförderung. Die Veränderung der Ökosystemleistungen und die damit verbundene Änderung des gesellschaftlichen Werts der renaturierten Ökosysteme ist dabei nicht explizit adressiert. In Kapitel 2.4 werden exemplarisch unterschiedliche Agrarumweltprogramme auf Länderebene vorgestellt, um aufzuzeigen, dass es bereits politische Bemühungen und Instrumente zur Honorierung der Renaturierung gibt. Für die Suche nach geeigneten Studien und Berichten wurden sachgemäße Suchbegriffe in Englisch und Deutsch (z. B.: Anreize Renaturierung Wälder ODER Moore, Anreize Wiederaufforstung ODER Wiedervernässung, Ökonomische Instrumente Renaturierung, Honorierung Ökosystemleistungen Wälder ODER Moore, Payments for Ecosystem Services Peatland ODER Forest, Policy Forest ODER Peatland Restoration ODER Conservation, etc.) auf Online-Suchmaschinen wie Google, Google Scholar und Web of Science verwendet. Die gefundenen Materialien wurden außerdem auf Querverweise geprüft, um weitere geeignete Studien oder Fallbeispiele für das Vorhaben ausfindig zu machen. Darüber hinaus wurden die Literaturhinweise des Auftraggebers berücksichtigt.

In einem nächsten Schritt wurden die Quellen und Materialien gesichtet und mithilfe eines Analyserahmens ausgewertet und übersichtlich aufbereitet. Die Analysekategorien wurden

ebenfalls während des Projektauftrittstreffens mit dem Auftraggeber abgestimmt. Die gesamte Excel-Tabelle zur Auswertung der Materialien umfasst insgesamt 37 Analysespalten, die, soweit möglich, mithilfe der Informationen aus den Materialien ausgefüllt worden sind. Tab. 6 gibt einen Überblick der zentralen Analysekategorien.

Tab. 6: Übersicht der Analysekategorien zur Auswertung der Literatur zu Anreiz- und Förderinstrumenten.

Analysekategorie	Erklärung
Metadaten	Autor*innen, Jahr der Veröffentlichung, DOI/Link, Art der Veröffentlichung, Fallanalyse (ja/nein)
Entscheidungskontext	Welcher Entscheidungskontext liegt der Studie zugrunde: Informativ: Studie informiert über das Thema Entscheidend: Studie unterstützt oder ist Basis einer konkreten Policy-Entscheidung Technisch: Die Studie unterstützt die Entscheidungsumsetzung (Bsp.: Konkreter Policy Vorschlag, der allerdings noch nicht in der Umsetzung ist)
Kurze Zusammenfassung	Kurze inhaltliche Zusammenfassung
Generelle Informationen zum Ökosystem	Lage, Bezeichnung, Größe
Generelle Informationen zum Instrument	Bezeichnung, Ziel, Adressat, Art des Instruments (öffentlich, privat, hybrid)
Geförderte Ökosystemleistungen	Welche Ökosystemleistungen werden durch das Instrument gefördert
Indikatoren zur Honorierung der Ökosystemleistungen	Auf Basis welcher Indikatoren/Kriterien/Bemessung der Ökosystemleistungen erfolgt eine Honorierung
Höhe der Honorierung	Quantitativ oder qualitative Erläuterung
Einordnung des Betrages	Kurze Erläuterung/Kontextualisierung der Honorierung (Bsp.: Direktzahlung, Steuerliche Entlastung, Sachleistung, etc.)
Honorierungsbasis	Auf welcher Basis ergibt sich der monetäre Wert der Honorierung: Bewertung des Ökosystemleistungsnutzen Maßnahmenkosten/Kompensation des Ertragsverlusts Angebot-Nachfrage Wird für die Honorierung die nachgewiesene Umsetzung einer Maßnahme oder das Ergebnis (Änderung in der Bereitstellung der Ökosystemleistungen) einer Maßnahme überprüft (Ergebnis-/Maßnahmenbasiert)?
Ökosystemleistung-Honorierung	Werden einzelne Ökosystemleistungen (oder Maßnahmen) separat honoriert (layering), werden Ökosystemleistungen gebündelt honoriert („bundling“) oder werden spezifische Ökosystemleistungen honoriert und Synergien zu weiteren Ökosystemleistungen nicht monetär internalisiert (piggy backing)
Design und Anreizschema des Instruments	Darstellung Anreize, Regulativer Rahmen (wenn beschrieben), kritische Designfaktoren, Interaktions- und Synergieeffekte, „Leakage“ Effekte

Analysekategorie	Erklärung
Kosten	Kosten der Renaturierung, Opportunitätskosten

2.3.2 Ergebnisse

Durch die Literaturrecherche konnte eine breite Auswahl unterschiedlicher Konzepte und Programme identifiziert werden. Tab. 7 gibt eine zusammenfassende Übersicht der unterschiedlichen Konzepte und Programme zur Honorierung von Ökosystemleistungen der Wälder und Moore. Insgesamt wurden 20 unterschiedliche Anreiz- und Förderinstrumente aus unterschiedlichen europäischen Ländern (Deutschland, Finnland, Großbritannien, Niederlande und Italien) identifiziert, die die Honorierung oder Förderung der Ökosystemleistungen der Wälder oder Moore konzeptionell adressieren (7 Konzeptstudien) oder aber konkrete Fallbeispiele zu bestehenden Instrumenten darstellen (11 Fallbeispiele). Es konnte außerdem sichergestellt werden, dass unterschiedliche Finanzierungsformen abgedeckt sind (öffentlich: 7 Instrumente, privat: 4, öffentlich-privat 2, marktbasiert: 7). Folglich ermöglicht die Auswertung eine Vielzahl an Einblicken und Erkenntnissen hinsichtlich des Designs ökonomischer Instrumente und ist damit eine sehr gute Grundlage für weitere Arbeitsschritte im Kapitel 3.8. An dieser Stelle sollte erwähnt werden, dass weitere Konzepte oder Programme außerhalb Europas oder zur Renaturierung weiterer Ökosysteme existieren, welche für das Vorhaben relevant sein könnten, aber im Rahmen dieser Recherche nicht erfasst worden sind. Das heißt, die hier diskutierte Auswahl stellt keine vollständige Übersicht über alle Anreizprogramme oder -konzepte dar.

Tab. 7: Übersicht der Anreiz- und Förderinstrumente zur Honorierung der Ökosystemleistungen von Wäldern oder Mooren in Europa.

Quelle	Bezeichnung Instrument	Land	Ökosystem	Ökosystemleistung(en)	Finanzierung	Art des Instruments	Honorierungsbasis	Fallbeispiel/ Konzept	Erläuterung
Elsasser et al. (2020b)	Honorierungskonzept	Deutschland	Wald	CO ₂ -Bindung /Biodiversität	Öffentlich	Finanzielle Förderung	Ökosystemleistung-Wert: CO ₂ -Preis des EU-ETS (Marktpreismethode) Alternativ: UBA CO ₂ -Schadenskosten	Konzept	Konzept zur separaten und ergebnisbasierten Förderung der Klima- und Naturschutzleistung
Bitter & Neuhoff (2020)	Honorierungsmodell	Deutschland	Wald	CO ₂ -Bindung /Biodiversität	Öffentlich	Finanzielle Förderung	Ökosystemleistung-Wert: CO ₂ -Preis des EU-ETS (Marktpreismethode)	Konzept	Konzept zur separaten und ergebnisbasierten Förderung der Klima- und Naturschutzleistung
Ibisch et al. (2021)	Förderungskonzept	Deutschland	Wald	CO ₂ -Bindung /Biomasseproduktion, Habitat, Temperaturregulation	Öffentlich	Finanzielle Förderung	Kompensation: Holzpreis am Markt	Konzept	Konzept zur separaten und ergebnisbasierten Förderung von Maßnahmen zur naturnahen Gestaltung der Wälder
Böttcher et al. (2022)	Basis- und Zusatzförderung	Deutschland	Wald	Biodiversität, Bodenbildung und -aufbau, Habitat, Landschaftsbild, Temperaturregulation, Wasserrückhalt, Wasserqualität	Öffentlich	Finanzielle Förderung	Basisförderung: Förderpauschale Zusatzförderung: Progressive Förderzahlung	Konzept	Konzept zur Förderung von Maßnahmen zur naturnahen Umgestaltung und Bewirtschaftung der Wälder

Quelle	Bezeichnung Instrument	Land	Ökosystem	Ökosystemleistung(en)	Finanzierung	Art des Instruments	Honorierungsbasis	Fallbeispiel/Konzept	Erläuterung
Böttcher et al. (2022)	Das Waldzertifikat	Deutschland	Wald	CO ₂ -Bindung (+ weitere Ökosystemleistungen)	Marktbasiert	Zertifikathandel	Angebot-Nachfrage	Konzept	Ergebnisbasierte Honorierung der Klima- und Naturschutzleistung (Preisdifferenzierung) über den freiwilligen CO ₂ -Zertifikat- und Kompensationshandel
Permien (2013)	Die Waldaktie	Deutschland	Wald	CO ₂ -Bindung	Private Zuwendung	Spenden	Kompensation: 1 €/m ² aufgeforstete Fläche = (1000 €/ha)	Fallbeispiel	Spendenbasierte naturnahe Wiederaufforstung der Wälder in Mecklenburg-Vorpommern als Ausgleich für 800-900 t CO ₂
Trinkwasserwald e.V. (2023)	Trinkwasserwald	Deutschland	Wald	Trinkwasserbereitstellung/Wasserqualität	Private Zuwendung	Spenden	Kompensation: 7€/aufgeforsteten Baum/Person	Fallbeispiel	Spendenbasierte naturnahe Wiederaufforstung/Umgestaltung der Wälder zur nachhaltigen Sicherstellung der Trinkwasserbereitstellung
Ministry of Agriculture and Forestry Finland (2015)	METSO	Finnland	Wald	Biodiversität/Habitat/Bodenbildung und -aufbau	Öffentlich	Finanzielle Förderung	Kompensation: Holzpreis am Markt	Fallbeispiel	Ergebnisbasierte Förderung zur naturnahen Umgestaltung/Erhalt ökologisch wertvoller Waldhabitats
Ministry of Agriculture and Forestry Finland (2015)	METSO	Finnland	Wald	Kulturelle Ökosystemleistungen	Öffentlich	Steuerentlastung	Kompensation: Keine Einkommenssteuer auf Einkommen aus der renaturierten Fläche	Fallbeispiel	Steuerentlastung für Einkommen, die durch die Renaturierung oder den Erhalt beispielsweise durch Ökotourismus gewonnen werden

Quelle	Bezeichnung Instrument	Land	Ökosystem	Ökosystemleistung(en)	Finanzierung	Art des Instruments	Honorierungsbasis	Fallbeispiel/ Konzept	Erläuterung
Kangas & Ollikari (2023)	METSO	Finnland	Wald	CO ₂ -Bindung	Marktbasiert	Zertifikathandel	Angebot & Nachfrage: circa 10-50 €/t-CO ₂	Konzept	Konzept zur ergebnisbasierten Honorierung der Klimaschutzleistung der renaturierten/erhaltenen Fläche über den freiwilligen CO ₂ -Zertifikathandel
Woodland Carbon Code (2022)	Woodland Carbon Code	Großbritannien	Wald	CO ₂ -Bindung	Marktbasiert	Zertifikathandel	Angebot & Nachfrage: circa 7-20 GBP/t-CO ₂	Fallbeispiel	Ergebnisbasierte Honorierung der Klimaschutzleistung durch den Waldzuwachs über den freiwilligen Zertifikathandel
Pettenella et al. (2012)		Italien	Wald	Wasserqualität/Erosionsschutz	Öffentlich	Finanzielle Förderung Landkauf	Kompensation: 1-3 % der Wasserabrechnung Landpreis	Fallbeispiel	Förderung der naturnahen Umgestaltung und Bewirtschaftung der Wälder zur Steigerung der Wasserqualität, um Wasseraufbereitungskosten einzusparen
Wolters et al. (2013)	Bosklimaatfonds	Niederlande	Wald	CO ₂ -Bindung	Marktbasiert	Zertifikathandel	Angebot & Nachfrage	Fallbeispiel	Ergebnisbasierte Honorierung der Klimaschutzleistung durch den Waldzuwachs über den freiwilligen Zertifikathandel
Wolters et al. (2013)	Deutscher Moorklimaschutzfonds	Deutschland	Moore	CO ₂ -Bindung	Öffentlich-marktbasiert	Zertifikathandel	Angebot & Nachfrage	Konzept	Ergebnisbasierte Honorierung der Klimaschutzleistung, wobei der Klimaschutzfonds Investor, Käufer und Verkäufer der freiwilligen CO ₂ -Zertifikate darstellt, welche durch die Wiedervernässung der Moore entstehen
Isermeyer et al. (2019)	Klimaprämie (-steuer)	Deutschland	Moore	CO ₂ -Bindung	Öffentlich-marktbasiert	Finanzielle Förderung &	Ökosystemleistung-Wert:	Konzept	Konzept zur maßnahmenbasierten Honorierung der Klimaschutzleistung der Moorböden über eine zeitlich begrenzte

Quelle	Bezeichnung Instrument	Land	Ökosystem	Ökosystemleistung(en)	Finanzierung	Art des Instruments	Honorierungsbasis	Fallbeispiel/ Konzept	Erläuterung
						Zertifikathandel	25 €/t-CO ₂ - 100 €/t-CO ₂ (Marktpreisermethode/staatliche Preispolitik)		Prämienzahlung für die Wiedervernässung der Moore und der Einführung eines obligatorischen Emissionshandel in der Landwirtschaft mit einer pfadabhängigen Reduktion der Emissionszertifikate
Joosten et al. (2015)	MoorFutures	Deutschland	Moore	CO ₂ -Bindung/ Biodiversität/Habitat/Hochwasserschutz/	Marktbasierend	Zertifikathandel	Angebot & Nachfrage	Fallbeispiel	Ergebnisbasierte Honorierung der Klimaschutzleistung sowie weiterer Ökosystemleistungen (Preisdifferenzierung) wiedervernässter Moore über den freiwilligen CO ₂ -Zertifikathandel
BUND (2021)	Moorland Anteilsschein	Deutschland	Moore	CO ₂ -Bindung	Private Zuwendung	Spenden	Kompensation: 70€/t-CO ₂	Fallbeispiel	Maßnahmenbasierte Förderung zur Wiedervernässung sogenannter Klimamoore in Niedersachsen und ggf. zum Flächenankauf durch die Projektentwickler
NABU (2023)	Klimaschutzfonds: Klima+	Deutschland	Moore	CO ₂ -Bindung	Private Zuwendung	Spenden	Kompensation: 65 €/t CO ₂ (teilweise Übernahme niedrigschwelliger Wiedervernässungskosten)	Fallbeispiel	Maßnahmenbasierte Förderung zur Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Moorböden
the UK National Committee of	The Peatland Code	Großbritannien	Moore	CO ₂ -Bindung	Marktbasierend	Zertifikathandel	Angebot & Nachfrage	Fallbeispiel	Ergebnisbasierte Honorierung der Klimaschutzleistung wiedervernässter Moore über den freiwilligen CO ₂ -Zertifikathandel

Quelle	Bezeichnung Instrument	Land	Ökosystem	Ökosystemleistung(en)	Finanzierung	Art des Instruments	Honorierungsbasis	Fallbeispiel/Konzept	Erläuterung
the IUCN (2023)									
Green Deal National Carbon Market Consultation Group (2020)	Paying for Peat	Niederlande	Moore	CO ₂ -Bindung	Marktbasierend	Zertifikathandel	Angebot & Nachfrage	Fallbeispiel	Ergebnisbasierte Honorierung der Klimaschutzleistung wiedervernässter Moore/Paludikulturen/landwirtschaftlicher Moorwiesen über den freiwilligen CO ₂ -Zertifikathandel

2.3.3 Grundlage der Finanzierung

Es wurden öffentlich-, privat- und öffentlich-privat finanzierte sowie marktbasierte Konzepte und Programme gefunden, die über unterschiedliche Instrumente Ökosystemleistungen oder die Renaturierung der Ökosysteme honorieren. Die öffentlich finanzierten Programme sind meist Förderprogramme, die entweder die Umsetzung bestimmter Maßnahmen fördern (z. B. Böttcher et al. 2022) oder die Ergebnisse der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen honorieren (z. B. Elsasser et al. 2020b). Die privat-spendenbasierten Programme dienen hauptsächlich der Finanzierung der Renaturierung, wobei zum Teil nicht die Renaturierung selbst, sondern eine damit einhergehende Verbesserung einer Ökosystemleistung, z. B. Klimaschutz (siehe Waldaktie, Moorland Anteilsschein, NABU Klimaschutzfonds) oder Trinkwasserbereitstellung (Trinkwasserwald), beworben wird. Die zwei öffentlich-marktbasierten Konzepte sind sehr unterschiedlich. Das Konzept des deutschen Moorklimaschutzfonds, entwickelt von Wolters et al. (2013), basiert beispielsweise darauf, dass der Staat nicht nur als Geldgeber, sondern auch als aktiver Marktakteur agiert. Der staatliche Fonds tritt hier als Erstinvestor für die Renaturierung auf, aber agiert auch als Käufer und Verkäufer der CO₂-Zertifikate im freiwilligen Markt, die aus der Renaturierung der Moore resultieren. In Isermeyer et al. (2019) ist der Staat dagegen nicht Marktakteur, sondern soll schrittweise einen Markt etablieren und sich langsam zurückziehen, sodass über die Zeit der Markt den Staat in der Honorierung der Ökosystemleistungen ersetzt. Konkret beschreiben Isermeyer et al. (2019) ein Konzept für die Honorierung der Klimaschutzleistung von Moorböden, welches vorsieht, dass die Wiedervernäsung landwirtschaftlich genutzter Moorflächen und die damit einhergehende Klimaschutzleistung zu Beginn durch den Staat honoriert, gleichzeitig ein obligatorischer Cap-and-Trade Markt für die Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft schrittweise eingeführt wird und sich somit aus einem öffentlichen Honorierungssystem ein marktbasierter Emissionshandel entwickeln soll. Die marktbasierten Konzepte basieren größtenteils auf der Vermarktung der Klimaschutzleistung renaturierter Wälder und Moore über den freiwilligen Handel der CO₂-Zertifikate. Allerdings sind auch weitere Ökosystemleistungen über den Handel von Zertifikaten vermarktbarm. Viele bestehende Programme erlauben eine Preisdifferenzierung der Zertifikate, sofern weitere Ökosystemleistungen durch die Renaturierung nachweislich verbessert worden sind (siehe MoorFutures, The Woodland Code). Darüber hinaus ist auch vorstellbar, die Zertifikate nicht im engeren Sinne als CO₂-Zertifikate anzubieten, sondern als einen generellen Beitrag zum Klima- und Naturschutz zu vermarkten, wie das beispielsweise Böttcher et al. (2022) mit dem Waldzertifikat vorschlagen.

Exkurs: Warum wollen Unternehmen einen freiwilligen Beitrag zum Klimaschutz leisten?

Die hier analysierten spendenbasierten oder marktbasierten Instrumente basieren auf der Bereitschaft privater Akteure und Unternehmen freiwillig finanzielle Mittel für den natürlichen Klimaschutz (oder auch Naturschutz) bereitzustellen. Entweder erfolgt dies über den Kauf von freiwilligen CO₂-Zertifikaten (z. B. MoorFutures, Woodland Carbon Code, etc.) oder durch Spenden an Projekte oder NGOs, die die Gelder zur Renaturierung der Wälder oder Moore nutzen (z.B. Waldaktie, Moorlandanteilsschein, etc.).

Der Kauf der hier vorgestellten CO₂-Zertifikate oder die finanzielle Unterstützung der Renaturierungsprojekte für den Klimaschutz sind weder im Sinne eines obligatorischen Kohlenstoffhandels anrechen- oder handelbar, noch können sie genutzt werden, um ordnungspolitisch vorgegebene CO₂-Minderungsziele einzuhalten. Allerdings darf dieses freiwillige

finanzielle Engagement als ein positiver Beitrag im Sinne der Corporate Social Responsibility in den Jahresberichten gegenüber den Share- und Stakeholdern ausgewiesen werden. Darüber hinaus kann es auch für „grünes Marketing“ zur Vermarktung der eigenen („klimaneutralen“ oder „umweltfreundlichen“) Produkte oder zur Bildung und Darstellung der Corporate Identity („klima- oder umweltfreundliches Unternehmen“) genutzt werden. Teilweise bieten manche Renaturierungsprojekte und NGOs daher auch an, dass Unternehmen nach finanzieller Unterstützung (oder Erwerb eines Zertifikats) mit den offiziellen Logos der Projekte werben dürfen (z. B. NABU Klimaschutzfonds).

Die Freiwilligkeit des finanziellen Engagements der Unternehmen lässt sich sowohl über push (proaktives Verhalten) als auch pull Faktoren (reaktives Verhalten) erklären. Beispielsweise könnte sich ein Unternehmen proaktiv engagieren, da es seine gesellschaftliche oder moralische Verantwortung anerkennt, als positives Vorbild (im Markt) agieren und dadurch auf Share- und Stakeholder einwirken möchte. Andererseits reagieren Unternehmen auch auf die sich verändernden Einstellungen innerhalb der Gesellschaft und die daraus resultierenden Erwartungen und Ansprüche an eine nachhaltige Unternehmensführung. Beispielsweise scheint die Nachfrage für nachhaltige oder klimaneutrale Produkte anzusteigen (UBA, 2024). Dementsprechend kann angenommen werden, dass auch die Signalwirkung der Umwelt- oder Klimazertifikate mit denen Produkte beworben werden zunimmt. Aber auch für die Entscheidungsprozesse von Investoren oder Arbeitnehmer*innen wird das soziale und ökologische Engagement der Unternehmen relevanter (UBA, 2022; Grothmann et al., 2023). Folglich könnte auch der Druck der Shareholder in Zukunft zunehmen, da eine umweltbewusste Unternehmensführung und nachweisbares Engagement für die Wettbewerbsfähigkeit und Resilienz zunehmend an Bedeutung gewinnen. Zudem gibt es auch politische Entwicklungen, die darauf hindeuten, dass die Sozial- und Umweltverträglichkeit der unternehmerischen Aktivitäten in Zukunft stärker eingefordert werden könnte. In diesem Zusammenhang ist vor allem die EU-Taxonomie hervorzuheben, welche Unternehmen zu einer Bilanzierung ihrer sozialen und ökologischen Auswirkungen verpflichten und die Bilanzierung an finanz- oder ordnungspolitische Konsequenzen koppeln könnte.

2.3.4 Umfang des Honorierungsbetrags

Ein weiterer Aspekt, der zwischen den unterschiedlichen Instrumenten variiert, ist die Bestimmung des Umfangs des Honorierungsbetrags. Dabei ist vor allem relevant, auf welcher Grundlage der Betrag hergeleitet wird bzw. wie er sich ergibt. Drei unterschiedliche Ansätze wurden hier erkannt. Beispielsweise kann der Betrag als Kompensationsbetrag für die Umsetzung bestimmter Maßnahmen (Umsetzungskosten) und der damit einhergehenden verlorengegangenen Erträge (Opportunitätskosten) hergeleitet werden. Ibisch et al. (2021) schlagen vor, die Honorierung für die Wiederaufforstung und naturnahe Umgestaltung der Wälder an den Holzerträgen zu bemessen, um die Holzerträge, die durch die naturnahe Bewirtschaftung verloren gehen, abzudecken und damit das Einkommen der Forstbetriebe zu sichern. Das finnische Programm METSO verfolgt bereits diesen Ansatz, wobei die Förderbeträge auf dem möglichen Holzertrag basieren, der auf der renaturierten und geschützten Fläche erwirtschaftet werden könnte. Gleichzeitig wird den Forstbetrieben als zusätzliche Kompensation für verlorengegangene Erträge eine Steuerentlastung auf das Einkommen gewährt, welches auf der Fläche durch beispielsweise Ökotourismus erwirtschaftet wird. Neben der Kompensation können die Förderbeträge allerdings auch direkt über den monetären Wert der Ökosystemleistungen berechnet werden. Hierfür bieten sich unterschiedliche kostenbasierte (z. B. Schadenskosten der

CO₂ Emissionen) oder präferenzbasierte Methoden (z. B. Zahlungsbereitschaft für die Biodiversität oder das Landschaftsbild) zur Bestimmung des Ökosystemleistungswertes an (siehe auch Abschnitt 2.2). Die Marktpreismethode wird vor allem für die Honorierung der Klimaschutzleistung der Wälder (z. B. Elsasser et al. 2020b; Bitter & Neuhoﬀ, 2020) und Moore (Isermeyer et al., 2019) vorgeschlagen, wobei sie sich am CO₂-Preis des EU-Emissionshandels orientiert. An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass diese Bewertung unter Umweltökonom*innen als eine deutliche Unterschätzung der Ökosystemleistung gilt, da der EU-Emissionshandel die weitreichenden Schadenskosten der CO₂-Emissionen nicht berücksichtigt und somit den Wert der Klimaschutzleistung der Ökosysteme nur unzureichend abbildet. Elsasser et al. (2020b) greifen diese Diskussion auf und schlagen alternativ den Schadenskostensatz der Methodenkonvention des UBA vor. Die Autor*innen weisen allerdings auch darauf hin, dass eine derartige Bewertung für ein (öffentlich finanziertes) Anreiz- oder Förderinstrument ungeeignet sei, da die Berechnung der Schadenskosten stark von normativen und methodischen Annahmen abhängig sei und gleichzeitig ein Marktpreis eine gewisse (demokratische) Legitimation besäße. Außerdem wären Förderbeiträge dadurch an die marktbasierten Instrumente, z. B. freiwilliger Zertifikathandel, anschlussfähig. Im Rahmen des freiwilligen Zertifikathandels ergibt sich die Honorierung der Klimaschutzleistung über die Angebot-Nachfrage Dynamiken sowie Preisdifferenzierungsstrategien (siehe Kapitel 2.3.3). Theoretisch kann, wie von Isermeyer et al. (2019) vorgeschlagen, der Staat in die marktbasierte Preisbildung eingreifen, durch gezielte Preispolitik Einfluss auf die Honorierung der Klimaschutzleistung nehmen und einen Mindestpreis festsetzen, der ein Anreizpotential hat (kosten- und opportunitätskostendeckend) und zugleich eine gewisse Preisstabilität und damit Einkommenssicherheit garantiert.

2.3.5 „Packaging“ der Ökosystemleistungen

Ein weiterer wichtiger Designfaktor für die Honorierung der Ökosystemleistungen ist das sogenannte „**packaging**“ der Ökosystemleistungen im Rahmen des Anreiz- oder Förderinstruments. „Packaging“ beschreibt, ob und wie die durch die Renaturierung bereitgestellten Ökosystemleistungen durch die Honorierung berücksichtigt werden (Smith et al., 2013). Dabei werden drei Ansätze unterschieden. Ökosystemleistungen können beispielsweise in gebündelter Form („**bundling**“) honoriert werden, sodass der Betrag die Summe der Einzelhonorierungen der (erfassten) Ökosystemleistungen darstellt. Im engeren Sinne findet sich in den Materialien kein konkretes Beispiel für ein derartiges Design. Aber für Anreiz- oder Förderinstrumente, die entweder auf die Umsetzung von bestimmten Maßnahmen oder im Ergebnis auf die Erreichung eines bestimmten ökologischen Zustandes gerichtet sind, wie es z. B. im Konzept von Böttcher et al. (2022) vorgesehen ist, ist eine gebündelte Honorierung der damit einhergehenden Ökosystemleistungen möglich. Im weiteren Sinne stellt auch das MoorFutures Konzept (Joosten et al., 2015) eine gebündelte Honorierung unterschiedlicher Ökosystemleistungen dar. Die Ökosystemleistungen werden separat voneinander bemessen und nachgewiesen, aber letztlich in einem Preis für das MoorFuture-Zertifikat ausgedrückt und somit in gebündelter Form honoriert. Neben der gebündelten Honorierung lassen sich Ökosystemleistungen auch separat bewerten und honorieren (layering). Ein derartiges Vorgehen wird beispielsweise von Elsasser et al. (2020) für die separate Honorierung der Klimaschutzleistung und Biodiversität der Wälder vorgeschlagen. Dem Konzept folgend sollen beide Ökosystemleistungen durch unterschiedliche Indikatoren bemessen und die Honorierung separat voneinander ausgeschüttet werden, wobei die Monetarisierung in beiden Fällen auf dem CO₂ EU-ETS Preis basieren soll. Das letzte und wahrscheinlich am weitesten verbreitete „packaging“ Modell ist das sogenannte piggy backing. Hier wird die Erbringung oder Bereitstellung einer

spezifischen Ökosystemleistung honoriert, während alle weiteren Ökosystemleistungen, die mit der Bereitstellung der honorierten Ökosystemleistungen einhergehen, unberücksichtigt bleiben. Dies trifft vor allem für Konzepte zu, die darauf ausgerichtet sind, den freiwilligen CO₂-Zertifikathandel durch die Wiederaufforstung der Wälder oder Wiedervernässung der Moore zu (re)finanzieren. Mit dem Kauf des CO₂-Zertifikats wird durch die Käufer explizit die Klimaschutzleistung honoriert. Durch die Wiederaufforstung oder Wiedervernässung werden allerdings auch weitere Ökosystemleistungen bereitgestellt, die unberücksichtigt bleiben (außer wenn die weiteren Ökosystemleistungen zur Preisdifferenzierung der Zertifikate direkt beworben werden). Ein weiteres Beispiel ist auch das italienische Ökosystemleistung-Honorierungsprogramm des Wasserwerkes Romagna Acqua S.p.A. (Pettenella et al., 2012). Über einen Aufschlag auf die Wasserabgabe der regionalen Bevölkerung wird ein Förderprogramm zur naturnahen Umgestaltung der Wälder durch die Forstbetriebe finanziert. Das Wasserwerk berücksichtigt für die Förderung der naturnahen Umgestaltung ausschließlich den Effekt auf die Wasserqualität und die damit sinkenden Wasseraufbereitungskosten. Die weiteren Effekte auf andere Ökosystemleistungen bleiben (monetär) unberücksichtigt.

2.3.6 Weitere relevante Designfaktoren

Tab. 8: Weitere relevante Designfaktoren für Anreiz- und Förderinstrumente

Designfaktor	Kurzerklärung
Maßnahmen- oder Ergebnisorientierung	Die Honorierung wird bei Nachweis umgesetzter Maßnahmen oder durch den Nachweis biophysikalischer Änderungen in den Ökosystemleistungen ausgezahlt.
Länge des Programms	Die Dauer des Programms ist für die Planungs- und Einkommenssicherheit der Betriebe entscheidend und nimmt damit Einfluss auf die Teilnahmebereitschaft.
Zeitpunkt der Honorierung	Der Zeitpunkt der Auszahlungen einer Honorierung ist bei der Umsetzung wichtig, da die Kosten der Renaturierung bzw. Umstellung auf eine naturnahe Bewirtschaftung zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen.
Nutzergruppe	Für die Gestaltung und Finanzierung eines Instruments kann es relevant sein, welche Gruppe einen direkten Nutzen aus der Renaturierung bezieht bzw. ein direktes finanzielles Interesse an einer Renaturierung haben könnte.
Betroffenheit	Um Konflikte zu vermeiden, ist es wichtig, alle potentiell betroffenen Stakeholder zu berücksichtigen.
Verifizierung und Glaubwürdigkeit der Zertifikate	Bei der Vermarktung von Zertifikaten ist der Verifizierungsprozess für die Glaubwürdigkeit und damit den Erfolg des Projekts entscheidend.

Über das Design der Honorierung hinaus wurden im Rahmen der Auswertung weitere relevante Designfaktoren erkannt (Tab. 8). Beispielsweise ist es essenziell, dass eindeutig definiert wird, ob die Honorierung auf den Nachweis von (vorgegebenen) Maßnahmen oder Zielzuständen (also der biophysikalische Nachweis einer Änderung in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen) ausgerichtet ist. Ersteres stellt eine Lenkung der Aktivitäten dar und lässt sich einfacher überprüfen. Ob die erhofften ökologischen Ergebnisse eintreten, muss dabei zusätzlich

überprüft werden. Letzteres, also die Honorierung der erzielten Ergebnisse, erlaubt Flexibilität hinsichtlich der Erreichung des Ziels und kann sogar zu einem Innovationswettbewerb beitragen. Der Überprüfungsaufwand ist allerdings meist höher und bei einer uneindeutigen Formulierung der Zielindikatoren kann es sogar zu negativen ökologischen Effekten führen, wenn die Erbringung bestimmter Ökosystemleistungen in einem zum Teil konkurrierenden Verhältnis zueinanderstehen (Kangas & Ollikainen, 2023). Außerdem ist es in der Formulierung der zu honorierenden Maßnahmen oder Zielzustände auch immer relevant, mögliche „leakage“ Effekte mitzudenken, um diese bereits im Vorfeld zu vermeiden. Im Zertifikathandel werden daher „leakage“ Effekte immer als eine zu prüfende Bedingung für die Bestimmung der tatsächlichen Klimaschutzleistung durch die Renaturierung aufgeführt. Des Weiteren scheint auch der Programmzeitraum für ein funktionales Anreiz- oder Förderprogramm zentral zu sein. Die Länge des Programms und die Dauerhaftigkeit der Honorierung haben einen direkten Einfluss auf die Einkommens- und Planungssicherheit für die Programmteilnehmer*innen, z. B. forst- und/oder landwirtschaftliche Betriebe. Beispielsweise wird die Langfristigkeit der Förderverträge des METSO Projekts als ein zentraler Erfolgsfaktor hervorgehoben.

Der Zeitpunkt der Honorierung ist auch ein zentraler Aspekt in der Gestaltung der Instrumente. Oftmals benötigen Renaturierungsprogramme eine Anschubfinanzierung, um die zu Beginn anfallenden Investitionskosten und die damit einhergehenden Risiken abzudecken. Gleichzeitig benötigt es einen Anreizmechanismus, welcher die Programmteilnehmer*innen nach Beginn auch weiterhin dazu antreibt, die vereinbarten Ziele zu erreichen. Aus diesem Grund sehen die meisten Konzepte und Programme eine Honorierung in Teilzahlungen vor. Bei öffentlichen (als auch öffentlich-marktbasierten und privat-spendenbasierten) Förderinstrumenten kann das durch die Förderung einer Einführungsphase erfolgen (z. B. Ibisch et al., 2021, NABU Klimaschutzfonds: Klima+), in der sich die Programmteilnehmer*innen bereits vertraglich an die Erbringung der Leistung (Umsetzung der Maßnahmen oder Erreichung eines Zielzustandes) gebunden haben und weitere Auszahlungen zu einem späteren Zeitpunkt (und nach nochmaliger Überprüfung der zu erbringenden Leistung) ausgeschüttet werden. Bei den marktbasierten Programmen wird in der Praxis oftmals ein ex-ante Verkauf der Zertifikate erlaubt, wobei eine übergeordnete Institution, welche die CO₂-Zertifikate der unterschiedlichen Projekte managt und verifiziert, die tatsächliche Erbringung der Leistung für den Käufer garantiert (siehe z. B. Peatland oder Woodland Code; die Institution kann auch weitere Funktionen übernehmen: Siehe das Konzept zum Deutschen Moorklimaschutzfonds). Die Zertifikate sind für die Käufer erst mit verifizierter CO₂ Einsparung berichtsfähig (oder bilanzierbar), erlauben ihnen aber ein zukunftsorientiertes Planen ihrer Ausgleichsbemühungen.

Für das konkrete Design der Programme kann es außerdem relevant sein, wer von der Bereitstellung der Ökosystemleistungen profitiert und daher einen Anreiz hat, die Erbringung der Ökosystemleistungen zu honorieren. Bei der Klima- und Naturschutzleistung lässt sich argumentieren, dass der Nutzen auf nationaler bzw. globaler Ebene liegt und daher eine Differenzierung der Nutzergruppe nicht unbedingt notwendig ist. Elsasser et al. (2020b) argumentieren auf Grundlage dieser Perspektive, dass nationale Förderprogramme daher auch nur diese Ökosystemleistungen honorieren sollten. Bei lokal- und regionalwirkenden Ökosystemleistungen, z. B. Luft- und Wasserqualität, Katastrophenschutz, etc., kann es sinnvoll sein, die Nutzergruppe klar zu definieren und enger in das Anreiz- oder Förderkonzept über ein geeignetes Finanzierungsinstrument zu integrieren (siehe Pettenella et al., 2012). Im selben Maß sollte allerdings auch mitgedacht werden, welche Gruppen durch die Renaturierung im weiteren Sinne betroffen sind. Insbesondere die Renaturierung von Mooren kann auch zu externen

Effekten für umliegende Anwohner*innen führen, da die Wiedervernässung die Beeinträchtigungen der Immobilien (z. B. nasse Keller), als auch der Gesundheit (zunehmende Mückenpopulationen) zur Folge haben kann. Folglich erscheint es relevant, dass Betroffene im Design eines Instruments und der Umsetzung eines Renaturierungsprojektes berücksichtigt werden.

Die Auswertung hat außerdem ergeben, dass es für das Design eines Zertifikathandelsprogramms von zentraler Bedeutung ist, wie Projekte ge- und überprüft sowie verifiziert werden, da dies einen maßgeblichen Einfluss auf die Glaubwürdigkeit und damit auf den Erfolg derartiger Programme hat. Für die Entwicklung eines Zertifikatprogramms lassen sich bereits bestehende Standards vergleichbarer Projekte übernehmen oder (darauf aufbauend) eigene entwickeln. Zentrale Aspekte, die bei der Entwicklung eines Standards beachtet werden müssen, sind die Ausgestaltung der Eignungsprüfung des angemeldeten Projektes (z. B. Definition und Prüfbarkeit der Zusätzlichkeit der Finanzierung, Möglichkeit einer Doppelfinanzierung, Erfordernis zur Erbringung weiterer Naturschutzleistungen durch das Projekt, etc.), die klare Methodik zur Bestimmung der Anzahl der CO₂-Zertifikate (inklusive Berücksichtigung der „leakage“ Effekte), die durch eine Renaturierungsmaßnahme entstehen, die Möglichkeit für einen vorgelagerten Verkauf der Zertifikate, sowie die Gestaltung des Risikomanagements.

2.4 Aktueller Stand der Bemühungen der Bundesregierung

Das Ziel des Abschnitts ist es, die aktuellen Bemühungen der Bundesregierung darzustellen (bis Ende 2024), die auf die Wiederherstellung bzw. die an naturnähere Bedingungen angepasste Bewirtschaftung von Wäldern und Mooren ausgerichtet sind. Dafür wurde ein Überblick über aktuelle Strategien und Förderprogramme auf Landes-, Bundes- oder EU-Ebene für die Bereiche Wald, Moor und Biodiversität erstellt. Hier werden die relevanten Strategien und Gesetzgebungen auf EU und Bundesebene aufgezeigt, die eine Grundlage für ein Honorierungssystem bilden können oder Hinweise darauf geben, was ein Honorierungssystem berücksichtigen sollte. Zuerst werden allgemeine und anschließend für die jeweiligen Ökosysteme, Wald und Moor, und die Biodiversität spezifische Grundlagen diskutiert.

Um die festgelegten Ziele des Pariser Klimaschutzabkommens einzuhalten, die Klimakatastrophe einzudämmen und die Vorgaben des Internationalen Übereinkommens über die biologische Vielfalt umzusetzen, hat die EU den Green Deal entwickelt. Dieser Green Deal setzt den Rahmen, um eine sozial-ökologische Transformation in Europa zu ermöglichen und die gesteckten Klima- und Biodiversitätsziele zu erreichen. Zentrale Ziele sind die Netto-Klimaneutralität bis 2050 und die Förderung eines von der Ressourcennutzung entkoppelten Wachstums (Europäische Kommission, 2019). Als wichtiger Bestandteil der EU-Biodiversitätsstrategie 2030, die ein zentrales Element des Green Deals darstellt, ist am 18. August 2024 die **Verordnung über die Wiederherstellung der Natur** (Nature Restoration Law – Regulation (EU) 2024/1991) in Kraft getreten. Die Verordnung enthält konkrete Zielvorgaben für den Zustand der Ökosysteme, die in festgelegten Zeiträumen erreicht werden sollen (Europäische Kommission, 2020a; Europäische Union, 2024). Sie sieht vor, dass bis 2030 für mindestens 20 % und bis 2050 für alle terrestrischen und aquatischen Ökosysteme in der EU, die einer Wiederherstellung bedürfen, Maßnahmen zur Renaturierung ergriffen werden. Für die Wiederherstellung der Waldökosysteme wird durch die Verordnung festgelegt, dass für sechs der folgenden sieben Waldindikatoren bis 2030 ein Aufwärtstrend zu verzeichnen ist. Die Indikatoren sind: (1) stehendes Totholz, (2) liegendes Totholz, (3) Anteil der Wälder mit ungleichmäßiger Altersstruktur, (4) Vernetzung der Wälder, (5) organischer Kohlenstoffvorrat, (6) Anteil einheimischer Baumarten und (7) Baumartenvielfalt. Dieser Aufwärtstrend wird regelmäßig überprüft

und ist aufrechtzuerhalten bis ein zufriedenstellendes Niveau erreicht ist. Das zufriedenstellende Niveau der Indikatoren wird auf Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse und eines Orientierungsrahmens der EU-Kommission durch die Mitgliedstaaten festgelegt. Für die Wiederherstellung von organischen Böden, die landwirtschaftlich genutzt werden, enthält die Verordnung konkrete Mindestzielvorgaben. So sollen sich bis 2030 30 %, bis 2040 40 % und bis 2050 50 % der landwirtschaftlich genutzten und entwässerten organischen Böden in Wiederherstellungsmaßnahmen befinden, wobei bis 2030 ein Viertel, bis 2040 und 2050 ein Drittel dieser Flächenanteile wiederhergestellt sein sollen. Den Mitgliedsstaaten wird die Möglichkeit gegeben, Wiederherstellungsmaßnahmen auch auf weiteren organischen Böden und Moorböden umzusetzen, die nicht landwirtschaftlich genutzt werden. Diese Maßnahmen lassen sich vollständig oder nur teilweise im Sinne der Zielvorgaben anrechnen. Um sowohl diese als auch weitere Zielvorgaben der W-VO zu erreichen, sind die Mitgliedsstaaten aufgefordert, nationale Wiederherstellungspläne zu erstellen, in denen sie darlegen, wie und in welchem konkreten Umfang die Wiederherstellungsziele bis 2050 erreicht werden sollen. In den Wiederherstellungsplänen sind zudem auch die positiven Nebeneffekte für den Klimaschutz sowie die sozioökonomischen Auswirkungen und der Nutzen der Wiederherstellung zu bewerten. In diesem Zusammenhang wird durch die Verordnung anerkannt, dass zur Erreichung der Ziele umfangreiche finanzielle Mittel erforderlich sind, bei deren Bereitstellung die EU die Mitgliedsstaaten durch EU-Haushaltsmittel unterstützen will. Außerdem wird darauf hingewiesen, dass für die Erreichung innovative Förderprogramme und Anreizinstrumente entwickelt werden müssen, um die Bereitschaft und Freiwilligkeit der Landbesitzer*innen zu stärken. Bei der Ausgestaltung dieser Instrumente sollen auch sozioökonomische Nutzen berücksichtigt werden.

Die **Farm-to-Fork Strategie** der EU (Europäische Kommission, 2020b) erwähnt die Kohlenstoffbindung in der Land- und Forstwirtschaft als Grundlage für ein nachhaltiges Geschäftsmodell, dem sogenannten Carbon Farming. Maßnahmen zur Anreicherung und Fixierung von Kohlenstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden sollen profitabel werden und so ein wichtiger Teil der landwirtschaftlichen Praxis werden. Die Finanzierung des Carbon Farming kann durch Zahlungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), anderer öffentlicher Initiativen oder privater CO₂-Märkte erfolgen. Grundlegend für die Vergütung sind solide Regelungen für die Kohlenstoffzertifizierung. Um dies sicherzustellen und die Einrichtung von Förderprogrammen für Carbon Farming zu unterstützen, hat die EU einen technischen Leitfaden veröffentlicht (Europäische Kommission et al., 2021). Das **Klimaschutzgesetz** 2021 der Bundesrepublik (KSG, 2021) formuliert das Ziel natürliche Senken wie z. B. Wälder auszubauen, um Treibhausgase zu binden. Im Sektor „Land Use Land-Use Change and Forestry“ (LULUCF) sollen die Treibhausgasemissionen bis 2030 um 25 Mio. t CO₂-Äquivalente im Vergleich zu 1990 gesenkt werden.

Das **Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK)** vom März 2023 hat zum Ziel, den Klima- und Naturschutz in Deutschland synergetisch voranzubringen (BMUV, 2023a). Das Programm soll Projekte und Maßnahmen fördern, die auf die Wiederherstellung von Ökosystemen ausgerichtet sind und zum natürlichen Klimaschutz beitragen. Das bedeutet, das ANK dient auch der Erreichung der Treibhausgasziele im LULUCF Sektor. Im Rahmen des ANKs sollen insbesondere auch Anreizinstrumente entwickelt und finanziert werden, die eine freiwillige Umsetzung von Maßnahmen des natürlichen Klimaschutzes ermöglichen, darunter zählt auch die Wiedervernässung von Moorböden und die Wiederherstellung sowie der Umbau der Wälder.

2.4.1 Wald

Im **Klimaschutzplan 2050** (BMUB, 2016) der Bundesregierung ist die nachhaltige Bewirtschaftung von Wäldern als Ziel im Leitbild für 2050 formuliert. So sollen die ökologischen Funktionen von Wäldern gestärkt werden und die ökonomischen Funktionen erhalten bleiben. Angestrebt werden strukturreiche Wälder mit überwiegend standortheimischen und klimatoleranten Arten.

Die **Waldstrategie 2050** der Bundesregierung (BMEL, 2021a) greift das Leitbild des Klimaschutzplanes 2050 auf und leitet daraus Meilensteine für das Jahr 2030 ab: Relevant für eine naturnahe Bewirtschaftung sind hier Ausweitung solcher Praktiken als Beitrag zum Klimaschutz, zur Anpassung an den Klimawandel und zur Verbesserung der biologischen Vielfalt im Wald, umgesetzt durch die Entwicklung und Etablierung eines Honorierungssystems für Ökosystemleistungen und des Waldnaturschutzes. Die kürzlich verabschiedete nationale Wasserstrategie (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz [BMUV], 2023b) beinhaltet naturnahe Waldwirtschaft als Beitrag zur Herstellung eines naturnahen Landschaftswasserhaushaltes. Im Zuge der Strategie sollen Anreize für die Honorierung wasserbezogener Ökosystemleistungen entwickelt werden und wasserbauliche Aspekte im Bundeswaldgesetz berücksichtigt werden.

Im Rahmen des **ANK** (BMUV, 2023a) wird die nachhaltige Waldbewirtschaftung ebenfalls berücksichtigt. Das ANK definiert für die naturnahe, klimaangepasste Waldbewirtschaftung das Ziel, das Förderprogramm „Klimaangepasstes Waldmanagement“ (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., o.J.) auszubauen und weiterzuentwickeln (Maßnahme 5.2) sowie weitere Anreize zur Erhöhung der Klimaschutz- und Biodiversitätsleistung der Wälder zu setzen (Maßnahme 5.3). Für den klimaangepassten Waldumbau in Schutzgebieten und bewirtschafteten Flächen hin zu artenreichen Laubmischwäldern mit klimaangepasstem Wasserhaushalt sollen die bisherigen Finanzierungen aus der Gemeinschaftsaufgabe Agrarstruktur und Küstenschutz mit Programmen aus dem Klima- und Transformationsfonds ergänzt werden. Die alten, naturnahen Buchenwälder im Bundesgebiet in öffentlicher Hand sollen als wertvolle Wälder unter Schutz gestellt werden. Darüber hinaus soll die Waldfläche biodiversitätsfördernd vergrößert werden und zum Ziel der EU-Biodiversitätsstrategie (Europäische Kommission, 2020a) beitragen, die auf bis zu 100.000 ha Erstpflanzungen vorsieht (BMUV, 2023a). Die Förderprogramme „klimaangepasstes Waldmanagement“ sowie „klimaangepasstes Waldmanagement PLUS“ sind bereits umgesetzt. Während das Förderprogramm „klimaangepasstes Waldmanagement“ vor allem den Waldumbau und Klimaanpassung der Wälder finanziell unterstützt, geht das Programm „klimaangepasstes Waldmanagement PLUS“ darüber hinaus. Durch zusätzliche flächengebundene Anreize sollen Waldbesitzende für die freiwillige Umsetzung weiterer Biodiversitäts- und Klimaschutzfördernder Maßnahmen im Wald honoriert werden.

Die existierenden Strategien und Entwürfe folgen trotz unterschiedlichem Fokus einer ähnlichen Argumentation und betonen die Verbesserung der Bereitstellung unterschiedlicher Ökosystemleistungen durch eine naturnahe Waldbewirtschaftung. Keine der nationalen Strategien formuliert konkrete Zielgrößen. Auch auf internationaler Ebene werden mit Mitteln des Bundeshaushaltes internationale Projekte zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung mit dem Fokus auf Forschung und Wissenstransfer gefördert (BMEL, 2021b).

Die relevanten Förderinstrumente für eine naturnahe Bewirtschaftung auf Bundesebene sind in Tab. 9 dargestellt.

Tab. 9: Existierende Förderinstrumente für nachhaltige Waldwirtschaft auf Bundesebene.

Förderinstrument	Förderfähige Maßnahmen	Art der Förderung
Gemeinschaftsaufgabe "Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" (GAK) – Naturnahe Waldbewirtschaftung (BMEL, 2022)	Waldumbau Vorarbeiten (Gutachten, Untersuchungen) Bodenschutzkalkung Jungbestandspflege	Zuschuss bis zu 90 % der Maßnahmenkosten
GAK – Vertragsnaturschutz im Wald (BMEL, 2022)	Bewirtschaftung, Pflege und Nutzungsverzicht forstwirtschaftlicher Flächen nach naturschutzfachlichen Vorgaben	Zuschuss bis zu 80 % der Maßnahmenkosten
GAK – Förderung von Maßnahmen zur Bewältigung der durch Extremwetterereignisse verursachten Folgen im Wald (BMEL, 2022)	Bestands- und bodenschonende Räumung nach Kalamität Waldschutzmaßnahmen Wiederaufforstung	Zuschuss bis zu 80 % der Maßnahmenkosten
Klimaangepasstes Waldmanagement (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., o.J.)	Einhaltung von 12 Kriterien: Voraus- oder Naturverjüngung Naturverjüngung bei resilienten Bäumen künstliche Verjüngung um Baumartenempfehlung zu erreichen Zulassen von Sukzessionsstadien Klimaresiliente, standortheimische Baumartenzusammensetzung Verzicht auf Kahlschlag Totholzmengen- und Totholzdiversitätserhöhung fünf Habitatbäume pro ha Großer Rückegassenabstand Verzicht auf Pflanzenschutz und Düngung Maßnahmen zur Wasserrückhaltung Natürliche Waldentwicklung auf 5 % der Fläche	Jährliche Zahlung bei Einhaltung der Kriterien: 100 € pro ha über einen Verpflichtungszeitraum von 10/20 Jahren
Klimaangepasstes Waldmanagement PLUS (BMUV, 2024)	Förderung von 9 Kriterien und zwei optionalen Kriterien, die zusätzlich zu bereits existierenden gesetzlichen Anforderungen und forstlichen Zertifizierungen eingehalten werden. Die erforderlichen Kriterien betreffen Maßnahmen der Baumartenwahl, Verjüngung, Waldinnenklima, Bodenzustand, Totholz, Habitatbäume, Wasserrückhaltung, Fremdstofffreiheit, Natürliche Waldentwicklung. Die optionalen Kriterien sind die natürliche Waldentwicklung in alten Wäldern und Totholz auf Kalamitätsflächen	Jährliche Zahlung bei Einhaltung der erforderlichen Kriterien auf der gesamten Fläche: 240 € pro ha bis zum fünfhundertsten Hektar für 10 Jahre 200 € pro ha ab dem fünfhundertsten Hektar für 10 Jahre 160 € pro ha ab dem tausendsten Hektar für 10 Jahre 100 € pro ha ab dem 10. Jahr für die Fläche, die der natürlichen Waldentwicklung zugeführt wird Die Förderung der optionalen Kriterien wird individuell

Förderinstrument	Förderfähige Maßnahmen	Art der Förderung
		und flächenbezogen berechnet.
Waldklimafonds (BMEL, 2017)	Förderung von Maßnahmen zur Klimawandel-minderung und -anpassung Erhöhung der Anpassungsfähigkeit von Wäldern an den Klimawandel unter Erhalt der biologischen Funktionen Sicherung und Erhöhung der CO ₂ -Senkenfunktion	Zuschuss bis zu 90 % der Maßnahmenkosten
Fördersparte Forstwirtschaft der Landwirtschaftlichen Rentenbank (Landwirtschaftliche Rentenbank, 2023)	Maßnahmen zur Erhöhung der Klimaresilienz: Klima- und standortangepasster Waldumbau Waldschutzmaßnahmen gegen Wild und Waldbrand Räumungs- und Wiederaufforstungsmaßnahmen	Kreditfinanzierung als Darlehen, Förderzuschüsse sind möglich

2.4.2 Moor

Die an naturnähere Bedingungen angepasste Bewirtschaftung von Mooren ist in den Vorhaben der Bundesregierung ein Bestandteil zur Erreichung der Klimaschutzziele. Die politische Bedeutung des Moorschutzes für den Klimaschutz hat durch die W-VO und das ANK an Bedeutung gewonnen. Moorschutzprojekte in Deutschland wurden bisher hauptsächlich aus naturschutzfachlicher Perspektive zum Biotop- und Artenschutz umgesetzt, sodass der Moorschutz bisher häufig mit einer Nutzungsaufgabe bzw. Umstellung in Pflegenutzung einherging oder die Wasserstände für Klima- und Moorschutzziele nur unzureichend angehoben werden konnten (vgl. Nitsch & Schramek, 2021).

Im **ANK** (BMUV, 2023a) ist Moorschutz ein zentrales Thema. Ziel ist es, die Bewirtschaftung von Moorböden standortangepasst und klimaverträglich umzusetzen. Dabei sollen die Wiedervernässungsmaßnahmen auf Freiwilligkeit beruhen. Es sollen Förderprogramme für die angepasste Nutzung etabliert werden, die land- und forstwirtschaftliche Paludinutzungen und Photovoltaikkonzepte berücksichtigen. Märkte für die Produkte aus Paludikulturen sollen gefördert werden. Darüber hinaus soll der Schutz und Zustand ungenutzter Moorflächen gestärkt werden. Die rechtlichen Bedingungen und Förderbedingungen sollen so angepasst werden, dass sie den Moorschutz erleichtern. Außerdem soll ein Vorkaufsrecht für Moorflächen für die öffentliche Hand eingeführt werden. Erste Programme zur finanziellen Förderung der Wiedervernässung sind bereits umgesetzt. So wird beispielsweise die Planung, Vorbereitung und Umsetzung von Wiedervernässungsmaßnahmen durch die Förderrichtlinie 1.000 Moore über drei unterschiedliche Fördermodule finanziell unterstützt (BMUV, 2024a).

Die nationale **Moorschutzstrategie** (BMUV, 2022) der Bundesregierung legt den Grundstein für die Ziele des ANK. Bis 2030 sollen die jährlichen Treibhausgase aus Moorböden um 5 Mio. t CO₂-Äquivalente gesenkt werden. Neben der Schaffung von Förderinstrumenten und Absatzmärkten für Paludikulturen sollen die Förderbedingungen der GAP und die nationalen Rahmenbedingungen so angepasst werden, dass Anreize zur Bewirtschaftung trockengelegter Moorböden abgebaut werden und stattdessen ein Paradigmenwechsel hin zu nasser Bewirtschaftung honoriert wird. In Bezug auf forstwirtschaftlich genutzte Moorböden sei die Entwicklung spezieller Förderprogramme nötig, die eine Wiedervernässung ermöglichen.

Das Ziel zur Reduktion von Treibhausgasen aus Moorböden wird in der **Bund-Länder Zielvereinbarung** (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit [BMU] 2021a) zum Klimaschutz ebenfalls genannt. Gleichzeitig betont die Vereinbarung zwischen den Ländern und der Bundesrepublik (vertreten durch das BMUV und BMEL) die Notwendigkeit von ambitionierten Maßnahmen auf Bundes- und Landesebene unter Einhaltung des Freiwilligkeitsprinzips. Ein Ziel ist die Entwicklung eines bundesweit geltenden Mindeststandards zur Bewirtschaftung von Moorböden.

Die Wiedervernässung von Moorböden und deren angepasste Nutzung tragen zu den Zielen der **nationalen Wasserstrategie** bei und sind explizit Teil der Strategie. Paludikulturen werden auch in der nationalen **Bioökonomiestrategie** (Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland, 2020) als möglicher Beitrag zur Entstehung einer Bioökonomie erwähnt.

Auf Grundlage des Klimaschutzprogrammes 2030 (Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland, 2019) hat das BMEL eine Torfminderungsstrategie erarbeitet, die einen "weitgehenden Ersatz" von Torf als Kultursubstrat auch im gewerblichen Bereich bis 2030 vorsieht.

Bestehende Programme zielen meist auf die Förderung von Investitionen zur Umstellung der Bewirtschaftung, von intensiv zu extensiv, ab. Auf EU- und Landesebene gibt es bereits Programme, die die an nasse Bedingungen angepasste Bewirtschaftung fördern. In Tab. 10 sind die aktuellen Förderprogramme mit Bezug zur Revitalisierung von Moorböden dargestellt.

Tab. 10: Existierende Förderinstrumente für nachhaltige Moorbewirtschaftung auf EU- und Länderebene.

Förderebene	Förderinstrument	Förderfähige Maßnahmen	Art der Förderung
EU	1. Säule der gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) (Nordt et al., 2022)	Erhalt der Beihilfefähigkeit von Paludikulturflächen über Ausnahmeregelung als Teil flächenbezogener Maßnahmen für Klimaanpassung, Klimaschutz oder Biodiversitätsschutz	Jährlicher Zuschuss von 156 € pro ha
Bund	Energie- und Klimafonds: Klimaschutzprogramm 2030 (Bundesministerium der Finanzen, 2022)	Moorbodenschutz Investitionen in wasserbauliche Infrastruktur, Spezialtechnik und Flächensicherung Förderung an Teilnahme an Programmen zur Wiedervernässung Forschung zu Paludikulturen Durchführung von Modell- und Demonstrationsvorhaben	k.A.
Bund	GAK Förderbereich H – nicht-produktiver investiver Naturschutz (BMEL, 2022)	Wiedervernässungsmaßnahmen landwirtschaftlich genutzter Flächen zur Schaffung von Biotopen	Zuschuss bis zu 100 % der Maßnahmenkosten
Bayern	Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) „Moorbauernprogramm“ (StMLF, 2024)	Umwandlung von Acker in Dauergrünland Bewirtschaftung von nassem Grünland	3.300 €/ha für 5 Jahre 600 €/ha für 12 Jahre

Förderebene	Förderinstrument	Förderfähige Maßnahmen	Art der Förderung
		Bewirtschaftung von wiedervernässtem Grünland mit Stauziel Anbau von Paludikulturen mit Stauziel	900 €/ha für 12 Jahre 2.200 €/ha für 12 Jahre
Brandenburg	AUKM "Moorschonende Stauhaltung" (Land Brandenburg Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz [MLUK], o.J.a)	Ganzjährig hohe Wasserhaltung auf bewirtschaftetem Grünland auf Moorböden	Jährlicher Zuschuss von 387 € pro ha
Brandenburg	Klima-/Moorschutz – investiv (MLUK o.J.b)	Wasserbauliche Maßnahmen zur Moorrevitalisierung Einführung und Erprobung torfschonender und -erhaltender Bewirtschaftungsverfahren	Zuschuss in Höhe von 100 % der Maßnahmenkosten Zuschuss in Höhe von 50-70 % der Kosten
Mecklenburg-Vorpommern	AUKM Moorschonende Stauhaltung und Anbau von Paludikulturen (Mecklenburg-Vorpommern Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt, 2022)	Ganzjährig hohe Wasserhaltung auf bewirtschafteten Moorböden	Jährlicher Zuschuss von 120-450€ pro ha über fünf Jahre
Niedersachsen	AUKM Moorschonender Einstau (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2022)	Ganzjährig hohe Wasserhaltung auf Dauergrünland, Hoch- und Niedermooren	Jährlicher Zuschuss von 436-536€ pro ha über fünf Jahre
Schleswig-Holstein (Stiftung Naturschutz, 2024)	Förderrichtlinie für Moorschutz und Biologischen Klimaschutz	Vorbereitungs-, Planungs- und Umsetzungskosten sowie Entschädigungskosten für Nutzungsausfälle während der Maßnahmenumsetzung	Voll- oder Anteilfinanzierung

Die Programme auf Landesebene werden teilweise mit EU-Mitteln aus dem Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER) aus der zweiten Säule der GAP finanziert. Neben den genannten Förderprogrammen gibt es Förderprogramme, die indirekten Einfluss auf die Bewirtschaftung haben: Programme zur Forschung und Entwicklung von moorschonender Bewirtschaftung, zur Entwicklung von Vermarktungs- und Verwertungszweigen für Erzeugnisse aus moorschonender Bewirtschaftung und flankierende Maßnahmen wie Informations- und Beratungsangebote sind hier zu nennen (Hirschelmann et al., 2020). Wiedervernässungsmaßnahmen lassen sich auch im Rahmen der Eingriffs- und Ausgleichsregelung finanzieren. Über die existierenden Programme hinaus sind laut GAP-Strategieplan in manchen Bundesländern weitere Maßnahmen zur Förderung von Paludikulturen geplant (Nordt et al., 2022). Bayern hat bereits ein Programm umgesetzt und unterstützt Landwirt*innen mit einer flächenbezogenen Förderung von Paludikulturen von 2.200 €/ha für 12 Jahre.

Synergien der beiden Themenbereiche naturnahe bzw. an natürliche Bedingungen angepasste Wald- und Moorbewirtschaftung finden sich beim Wassermanagement. So werden über das Förderprogramm klimaangepasstes Waldmanagement Wasserrückhaltungsmaßnahmen gefördert, die mit den Zielen der Wiedervernässung von Moorböden einhergehen. Über das Ziel der nationalen Wasserstrategie einen naturnahen Landschaftswasserhaushalt wiederherzustellen, lassen sich die Ziele der Waldstrategie 2050 und der nationalen Moorschutzstrategie verbinden. Zwar werden in der nationalen Moorschutzstrategie Wälder auf Moorböden und die Notwendigkeit von Förderprogrammen erwähnt, die speziell auf Waldmoore ausgerichtet sind, jedoch fehlt in der Waldstrategie 2050 eine explizite Erwähnung von Moorstandorten. Hier besteht die Gefahr eine inkohärente Förderlandschaft zu schaffen, bei der naturnahe Waldbewirtschaftung nicht zur Wiedervernässung von Waldmooren führt. Praktische Anknüpfungen bestehen jedoch: So lassen sich Moorböden auch forstwirtschaftlich durch den Anbau von Schwarzerlen nutzen (Nordt et al., 2022).

2.4.3 Biodiversität

Die ressortübergreifende Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2030 wurde im Dezember 2024 veröffentlicht (BMUV, 2024b). In der Strategie wird unter anderem die Wiederherstellung der Ökosysteme, einschließlich der Moore und Wälder, als Handlungsfelder definiert. Dabei wird durch das Ziel 3.1 festgelegt, dass Deutschland zur Erreichung der Wiederherstellungsziele der W-VO und der CBD in einem angemessenen Umfang beiträgt. Es ist vorgesehen, dass bis 2026 in Zusammenarbeit mit Ländern und Kommunen die Wiederherstellungspläne erarbeitet werden und Maßnahmen bereits eingeleitet worden sind.

Aus den politischen Strategien zur Biodiversitätssicherung leiten sich Ziele für die naturnahe bzw. an naturnahe Bedingungen angepasste Bewirtschaftung von Wäldern und Mooren ab. Naturnahe bzw. angepasste Bewirtschaftungsformen begünstigen die Habitatsfunktion der Flächen und somit die Erreichung der Biodiversitätsziele und umgekehrt. Diese Wechselwirkung wird beispielsweise in den oben genannten Förderprogrammen „Klimaangepasstes Waldmanagement“ und „Klimaangepasstes Waldmanagement PLUS“ berücksichtigt.

Im Rahmen des Bundesprogramms **“Biologische Vielfalt”** werden Vorhaben finanziell unterstützt, die zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt beitragen (BMUV, 2021a.). Es werden Maßnahmen des Artenschutzes, des Erhalts und der Wiederherstellung von Ökosystemen sowie zur Erhöhung des ökologischen Grünflächenmanagements gefördert. Im Rahmen des Förderprogramms können Verbände, Vereine, Kommunen und Forschungseinrichtungen Zuschüsse für 6 bzw. 2 Jahre in Höhe von 75 % bzw. 90 % der zuwendungsfähigen Ausgaben erhalten.

Weitere Förderprogramme des Bundes mit Schwerpunkt Biodiversität zielen auch auf die Nutzungsextensivierung oder eine Anpassung der Nutzung an naturnahe Bedingungen ab. Nennenswert sind hier das Programm **“Blaues Band”** für Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen oder das Programm **“chance.natur” für Naturschutzgroßprojekte**. Der **Wildnisfonds** fördert den Ankauf von Flächen oder Nutzungsrechten für Prozessschutzgebiete. Darüber hinaus finanziert die Bundesregierung im Rahmen der internationalen Klimaschutzinitiative Projekte zur Sicherung der biologischen Vielfalt im Ausland (Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz [BMWK], 2023).

3 Berechnung des Nettonutzens der Renaturierung

3.1 Identifikation aller relevanten Ökosystemleistungen der Renaturierung

Um die Veränderung von Ökosystemleistungen infolge umgesetzter Maßnahmen der Renaturierung von Wäldern und Mooren ökonomisch fassen zu können, bedarf es einer Reihe aufeinander aufbauender Bearbeitungsschritte bzw. -folgen. Diese lassen sich kurz wie folgt beschreiben (Abb. 3):

1. Differenzierung nach Renaturierungsmaßnahmen für Wälder und für Moore
2. Bildung von sachgerecht gebündelten Maßnahmenkomplexen der Renaturierungsmaßnahmen für Wälder und für Moore, d. h. Abbildung wesentlicher Umsetzungsfallkonstellationen
3. Identifikation wesentlicher Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen, differenziert für Wälder und für Moore
4. Bewertung wesentlicher Ökosystemleistungen auf Basis geeigneter Ökosystemfunktionen, Indikatoren und Kriterien, entweder (1) mit Hilfe von Daten (datengestützte Bewertung), abgeleitet aus den Fallbeispielen oder unter Hinzuziehung weiterer Quellen, (2) mittels bereits bestehender (validierter) Modellkonzepte oder (3) in Form einer expertengestützten Entwicklungsprognose
5. Überführung der Bewertungen in quantitative Daten, soweit möglich (statistische Mittel und/oder Medianwerte, Minimum-Maximum-Spannen, ggf. weitere kennzeichnende Parameter)
6. Alternativ oder zusätzlich Überführung in eine qualitative Bewertung, z. B. Wertstufen oder Ordinalskalen
7. Übergabe der systematisierten Informationen zur Weiterbetrachtung im ökonomischen Teil

Zunächst wurden daher alle wichtigen („gängigen“) Ökosystemleistungen der Wälder und Moore unter Rückgriff auf zentrale nationale Arbeiten im Überblick zusammengestellt (Tab. 11).

Wälder und Moore sind aus hydrologischer bzw. landschaftsökologischer Perspektive auch Einzugsgebietsanteile bzw. Systemteile (Tope, Choren). Daher ergibt sich infolge von Renaturierungen von Wäldern und Mooren erheblicher Zusatznutzen (sekundäre positive Effekte) im Sinne von Ökosystemleistungen auch auf Landschafts- und hydrologischer Einzugsgebiets-ebene. Solcher Nutzen besteht insbesondere in folgender Hinsicht:

- sekundäre positive Effekte für Ökosystemleistungen ggf. an Moore und/oder Wälder unmittelbar angrenzender Oberflächengewässer (vor allem moorgeprägte Auen, Moorniederungen, organische Fließgewässertypen, Auen- und Feuchtwälder)
- sekundäre positive Effekte für räumlich entfernte, aber hydrologisch verbundene, vom Wasserhaushalt abhängige Ökosysteme (insbesondere über Grundwasserabfluss/-transit, aber auch in der oberirdischen Systemfolge durch verbesserte Ökosystemfunktionen relevanter Moore und/oder Wälder (Abflusshöhe/Speisung, Stabilität gegenüber Dürre/Niedrigwasser, Stoffrückhalt, Kohlenstoff-Verlagerung in den Untergrund)
- sekundäre positive Effekte für Ökosystemleistungen der Oberflächengewässer in der

Systemfolge (Wasser- und Stoffrückhalt, Hochwasserschutz, landschaftliche Kühlwirkung, kleine Wasserkreisläufe etc.): Bäche, Flüsse, Seen, Küstengewässer, Meere

Die gleichfalls hohe Bedeutung entsprechender Renaturierungen für strategische Zielstellungen und Umsetzungsaspekte des Umweltrechts auf diversen landschaftlichen Skalenebenen ist aus diesem Grunde zu betonen,

- A. im Hinblick auf Gewässerschutz: WRRL, MSRL, HWRM-RL, GWRL, WHG, OGewV, GrwV,
- B. im Hinblick auf Klimaschutz und -anpassung: Europäisches Klimagesetz, KSG,
- C. im Hinblick auf Naturschutz: FFH-RL, VSchRL, BNatSchG sowie
- D. im Hinblick auf Grüne Infrastruktur: Europäische Kommission (2014).

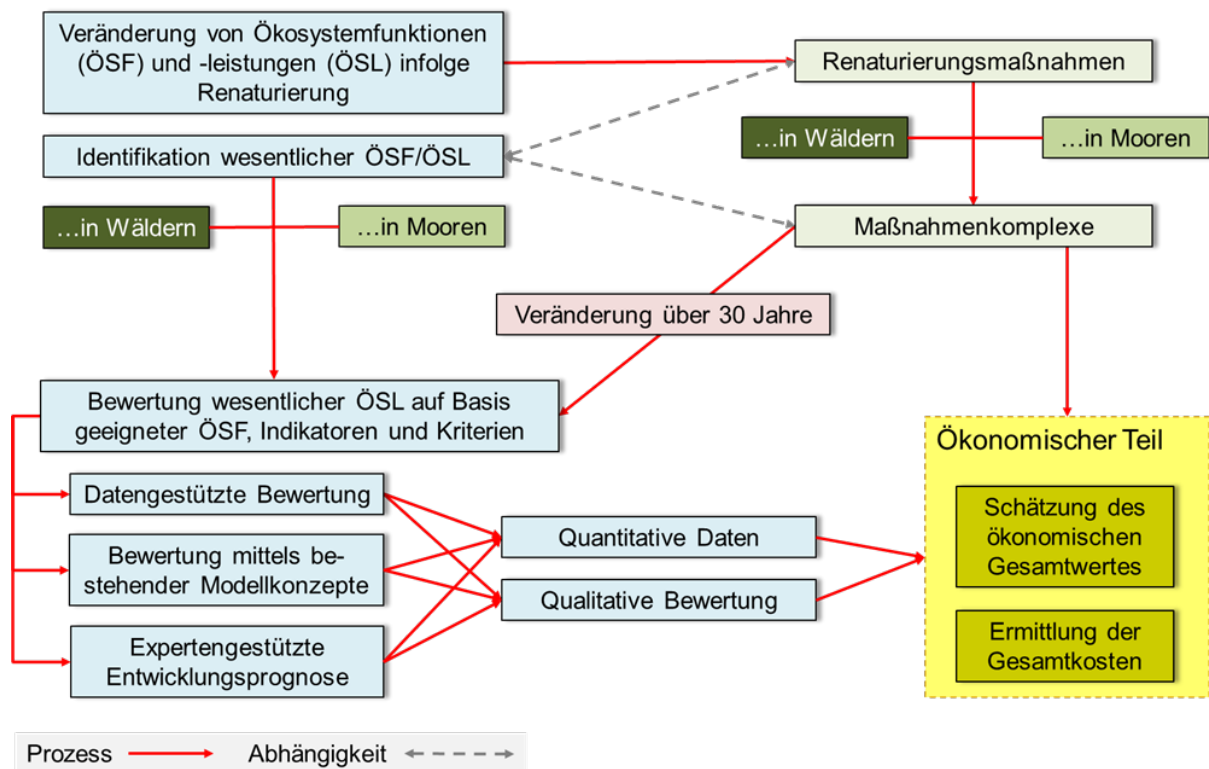


Abb. 3: Bearbeitungsschritte und -folgen (Prozesse und Abhängigkeiten) (eigene Darstellung).

Tab. 11: Wichtige Ökosystemleistungen der Wälder und Moore (inhaltlich erweitert und untersetzt nach Joosten et al. 2013, Tiemeyer et al. 2017, Elsasser et al. 2020a, b, 2021, BMUV 2021, Mehl et al. 2018a, 2022, Podschun et al. 2018, Fischer-Bedtke et al. 2020).

Hauptgruppe	Subgruppe	Ökosystemleistung	Leistungen der Moore	Indikator(en)	Leistungen der Wälder	Indikator(en)
Versorgende Leistungen	Rohstoffe (Produktionsleistung)	Kulturpflanzen	Paludikulturen (Holz, Röhrichte, Riede, Moose)	Zuwachsmenge	Wertholz, Bauholz, Naturharz, Rindenmulch	Holzvorrat, Holzzuwachs
Versorgende Leistungen	Nahrungsmittel, Rohstoffe (Produktionsleistung)	Kulturpflanzen	Grünfutter (Fleisch-/Milchproduktion, Gewinnung von Wolle, Leder)	Zuwachsmenge	Wildfleisch, Pilze	Zuwachsmenge
Versorgende Leistungen	Energie (Produktionsleistung)	Energierohstoffe	Energieholz (Feuerholz, Hackschnitzel), energetische Biomasse, Biogas	Holzvorrat, Holzzuwachs, Zuwachsmenge	Energieholz (Feuerholz, Hackschnitzel, Pellets, Holzkohle)	Holzvorrat, Holzzuwachs
Versorgende Leistungen	Nahrungsmittel, Produktionsmittel (Produktionsleistung)	Trink- und Brauchwasser	Grundwasserentlastung in die Vorflut (insbesondere Quellmoore, Durchströmungsmoore)	Grundwasserabflussspende oder Abflussspende der relevanten Oberflächengewässer	Grundwasserneubildung	Grundwasserneubildungsrate
Regulierende Leistungen	Globales Klima (Klimaschutzleistung)	Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	Verminderung der oxischen CO ₂ -Freisetzung, Verminderung von anoxischem C-Abbau (CH ₄ -Emission), Verminderung von unvollständigem anoxischem N-Abbau (N ₂ O-Emission), Rückhalt von CO ₂ durch Aufnahme in Biomasse (Nettoprimärproduktion/Assimilation)/Kohlenstoffsequestrierung, langfristige	Treibhausgasfreisetzungsraten	Kohlenstoffrückhalt und -speicherung, wichtige Kohlenstoffsenken, langfristige Kohlenstoffspeicherung in lebender und toter Biomasse	Kohlenstoffvorratsänderung: Holzvorrat und Holzzuwachs, Humusgehalt/C-Gehalt in Böden, ober-/unterirdische tote/lebende Biomasse

Hauptgruppe	Subgruppe	Ökosystemleistung	Leistungen der Moore	Indikator(en)	Leistungen der Wälder	Indikator(en)
			Kohlenstoffspeicherung in lebender und toter Biomasse			
Regulierende Leistungen	Regional-/Lokalklima (Klimaanpassungsfähigkeit)	Kühlwirkung	Kühleffekt infolge Verdunstung (Evapotranspiration) durch die latente Verdunstungswärme (Relevanz im Sommerhalbjahr), ggf. Kühleffekt durch Frischluftzufuhr über regionale/lokale Windsysteme (z. B. Moore in der Stadt/in der Peripherie von Siedlungen)	Verdunstungshöhe (ggf. Kühlleistung) aus Wasserhaushaltsberechnung, regional-/lokalklimatologische Bewertung	Kühleffekt infolge Beschattung und Verdunstung (Evapotranspiration) durch die latente Verdunstungswärme (Relevanz im Sommerhalbjahr)	Verdunstungshöhe (ggf. Kühlleistung) aus Wasserhaushaltsberechnung
Regulierende Leistungen	Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)	Stoffrückhalt	Nährstoffminderung bei Grund- und Oberflächenwasser durch Retention/Abbau	Potenzielle Denitrifikationshöhe, Retentionsrate bei Phosphor (Sedimentation, Deposition)	Nährstoffminderung bei Grund- und Oberflächenwasser durch Retention/Abbau	Potenzielle Denitrifikationshöhe, Retentionsrate bei Phosphor (Sedimentation, Deposition)
Regulierende Leistungen	Extremabfluss (Abschwächungsleistung für hydrologische Extreme)	Niedrigwasserregulation	Grundwasserentlastung in die Vorflut (insbesondere Quellmoore, Durchströmungsmoore)	Grundwasserabflussspende oder Abflussspende der relevanten Oberflächengewässer	Grundwasserneubildung	Grundwasserneubildungsrate aus Wasserhaushaltsberechnung

Hauptgruppe	Subgruppe	Ökosystemleistung	Leistungen der Moore	Indikator(en)	Leistungen der Wälder	Indikator(en)
Regulierende Leistungen	Extremabfluss (Abschwächungsleistung für hydrologische Extreme)	Hochwasserregulation	Wasserrückhalt, Dämpfung der Abflusskonzentration	Direktabflussbildungsanteil in Bezug auf den Niederschlag, Retentionsvolumen (Gewässer/Auenraum, Senken-, Mikrorelief), Rauigkeit der Landoberfläche, Dichte, Struktur, Bedeutung von Abflussbahnen	Wasserrückhalt, Dämpfung der oberirdischen Abflussbildung und der Abflusskonzentration	Direktabflussbildungsanteil in Bezug auf den Niederschlag (auch Berücksichtigung von Interzeption), Retentionsvolumen (Gewässer/Auenraum, Senken-, Mikrorelief), Rauigkeit der Landoberfläche, Dichte, Struktur, Bedeutung von Abflussbahnen
Regulierende Leistungen	Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)	Habitatbereitstellung	Erhalt und Schutz der Artenvielfalt, Habitat für seltene, standorttypische Arten	Biotoptypen (Natürlichkeit, Wertstufen), Gefährdungsstufen/Gefährdungsgrad nach Roten Listen	Erhalt und Schutz der Artenvielfalt, Habitat für seltene, standorttypische Arten	Baumartenzusammensetzung nach Standorttypen, natürliche Waldentwicklung (Natürlichkeit, Wertstufen), Umfang an Erhalt von Biotopbäumen, Totholzanteil, Art und Umfang naturnaher Waldrandgestaltung, Art/Intensität der Bodenbearbeitung, Flächenanteil an Verjüngung, Gefährdungsstufen/Gefährdungsgrad nach Roten Listen

Hauptgruppe	Subgruppe	Ökosystemleistung	Leistungen der Moore	Indikator(en)	Leistungen der Wälder	Indikator(en)
Kulturelle Leistungen	Erholung und Tourismus	Erholungsfunktion	Erholung durch Ruhe und ausbleibende Infrastruktur (bis auf Stege oder Erlebnispfade für Besucher, falls vorhanden), Erholung auf Grund der landschaftlichen Eignung (Naturerlebnis, Biodiversität, Ruhe)	Entfernung zu störenden optischen und akustischen Quellen, Art und Umfang an touristischer Infrastruktur, Landschaftsbild/Landschaftsästhetik	Erholung auf Grund der landschaftlichen Eignung (Naturerlebnis, Biodiversität, Ruhe, Sport)	Entfernung zu störenden optischen und akustischen Quellen, Art und Umfang an touristischer Infrastruktur, auch Sportmöglichkeiten, Landschaftsbild/Landschaftsästhetik
Kulturelle Leistungen	Intellektuelle Interaktionen	Umweltbildung	Falls touristische Infrastruktur vorhanden (z.B. Moorerlebnispfade und Schautafeln)	Art und Umfang an spezifischen Einrichtungen und Bildungsmöglichkeiten	Falls touristische Infrastruktur vorhanden (z.B. Naturerlebnispfade und Schautafeln)	Art und Umfang an spezifischen Einrichtungen und Bildungsmöglichkeiten
Kulturelle Leistungen	Intellektuelle Interaktionen	Wissenschaft	Monitoring, Forschung, Weiterbildung	Landschaftsteile mit besonderer Eignung für Bildung und Wissenschaft, vgl. u. a. § 6 BNatSchG (Beobachtung von Natur und Landschaft), Monitoringkonzepte, Messstellen, Reallabore	Monitoring, Forschung, Weiterbildung	Landschaftsteile mit besonderer Eignung für Bildung und Wissenschaft, vgl. u. a. § 6 BNatSchG (Beobachtung von Natur und Landschaft), Monitoringkonzepte, Messstellen, Reallabore

Hauptgruppe	Subgruppe	Ökosystemleistung	Leistungen der Moore	Indikator(en)	Leistungen der Wälder	Indikator(en)
Kulturelle Leistungen	Erbe und ideeller Wert	Naturerbe	Moore als Naturerbe	Gesamtheit von materiellen Objekten (z.B. Arten, Denkmale) sowie gedankliche und kulturelle Reflexion materieller Naturgüter durch den Menschen und lebendige kulturelle Ausdrucksformen, die nicht fassbar sind	Wälder als Naturerbe	Gesamtheit von materiellen Objekten (z.B. Arten, Denkmale) sowie gedankliche und kulturelle Reflexion materieller Naturgüter durch den Menschen und lebendige kulturelle Ausdrucksformen, die nicht fassbar sind

Für die weitere Untersetzung im Hinblick auf Indikatoren, Methoden und Datengrundlagen sowie den Prozess zur Auswahl entsprechend zielführender Ökosystemleistungen und der geeigneten bzw. erforderlichen Ansätze wurde das Vorgehen entsprechend Abb. 4 gewählt. Die drei Schritte lassen sich wie folgt erläutern:

- A.** Basisstufe (unterste Stufe): Zusammenstellung aller wesentlichen Ökosystemleistungen der Wälder und Moore einschließlich geeigneter Indikatoren, Analyse-/ Klassifizierungsmethoden bzw. Modellkonzepte
- B.** Mittlere Stufe: expertive Bewertung der Ökosystemleistungen der Stufe A) im Hinblick auf Relevanz für eine Honorierung, Datenverfügbarkeit, Praktikabilität etc.
- C.** Auswahl/Empfehlung relevanter Ökosystemleistungen zur endgültigen Abstimmung mit dem Projektpartner IÖW (ökonomischer Blickwinkel)

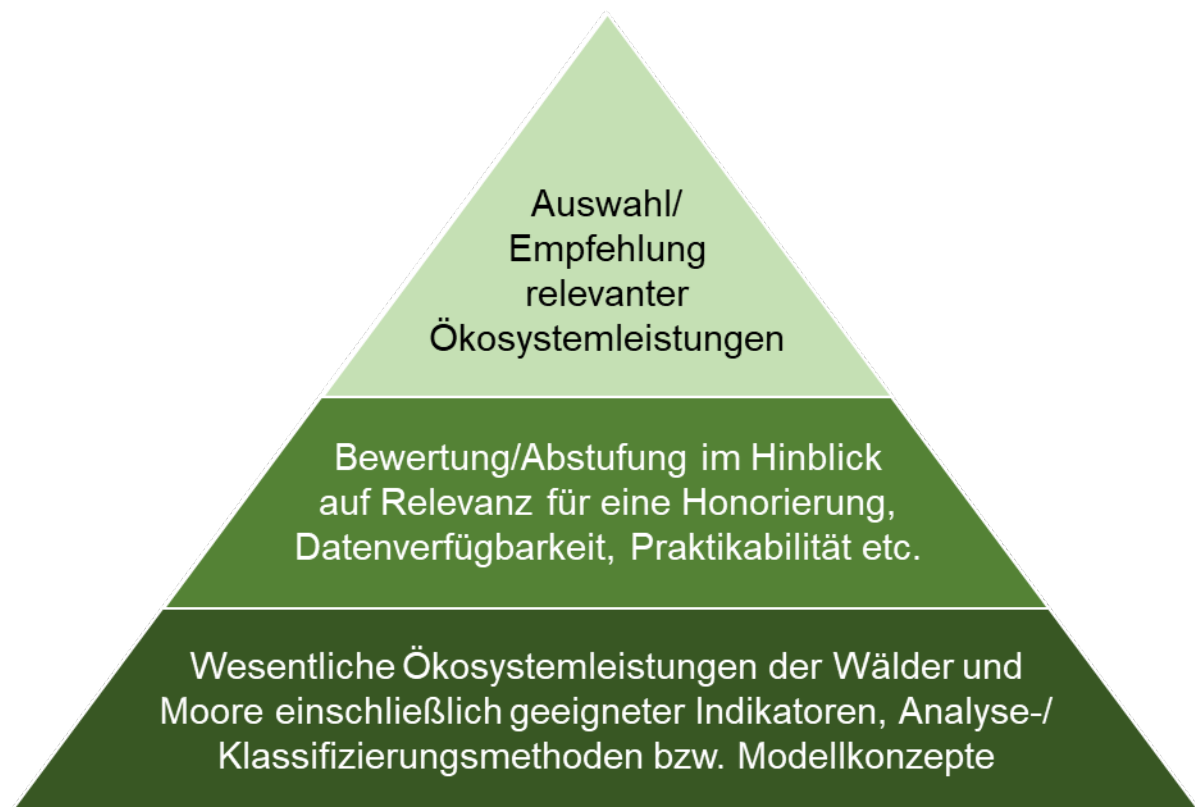


Abb. 4: Abstufung bzw. Stufenansatz bei der Auswahl bzw. Empfehlung von Ökosystemleistungen im Zusammenhang mit Renaturierungsmaßnahmen für Wälder und Moore (eigene Darstellung).

Verschiedene Faktoren (Datenverfügbarkeit, Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, Aussagefähigkeit, Prognosefähigkeit etc.) führten abschließend zur Festlegung folgender projektrelevanter Ökosystemleistungen für Wälder und Moore, die für die ökonomische Bewertung von Wiederherstellungsmaßnahmen herangezogen werden können. Für **Wälder** sind dies:

- Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)
- Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)
- Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)

- Abflussregulation (Wasserrückhalt)
- Ästhetik, Erholungsfunktion

Für **Moore** wurden als Ökosystemleistungen ausgewählt:

- Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)
- Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)
- Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)
- Abflussregulation (Wasserrückhalt)

3.2 Ableitung von Maßnahmenkomplexen zur Renaturierung von Wäldern und Mooren

Zunächst wurden sachgerecht gebündelte Maßnahmenkomplexe der Renaturierungsmaßnahmen für Wälder und für Moore abgeleitet, die wesentliche Fallkonstellationen von Umsetzungsmaßnahmen abbilden sollen.

Bei den Maßnahmenkomplexen der Wälder wurden die Maßnahmen des UBA-Vorhabens „Entwicklung eines finanziellen Anreizsystems für zusätzliche Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen im Wald“ (Böttcher et al., 2022) aufgegriffen und nur leicht ergänzt, um möglichst übereinstimmende Begriffskategorien und damit verbundene inhaltliche Zielvorstellungen abzusichern. Die Maßnahmenkomplexe für die Wälder umfassen somit folgende Komplexe (in Klammern: inhaltliche Erklärungen in Kurzform):

1. Wälder in natürlicher Entwicklung (Natürliche Waldsukzession)
2. Natürliche Waldentwicklung infolge Zulassens/Förderns von Beweidung durch große Herbivoren wie Wisent, Rinder, Pferde etc. (Förderung des parallelen Auftretens von mehreren Waldsukzessionsstadien in Wäldern, insbesondere auch gut durchlichtete Bereiche)
3. Naturnahe Baumartenzusammensetzung (Etablierung standortheimischen und nach Arten naturnah strukturierten Waldes)
4. Natürliche Verjüngung der Bäume und Dauerwald (Natürliche Baumentwicklung und -förderung ohne Bodenbearbeitung (hpnV-orientiert, möglichst regionales Pflanz- oder Saatgut), Etablierung altersklassengemischten Waldes („Altersklassenwald“ zu „Dauerwald“)
5. Totholzreichtum im Wald (Erhöhung des Totholzanteils (stehendes und/oder liegendes Totholz/Etablierung von Altholzinseln)
6. Totholzreichtum auf Kalamitätsflächen (Verbleiben des gesamten Totholzes auf den Flächen)
7. Erhaltung von Habitatbäumen (Schutz habitatbedeutsamer und vor allem alter Bäume)
8. Naturnahe Waldränder (Erhaltung, Entwicklung strukturierter, naturnaher und artenreicher Waldränder, z. B. durch Waldmantel, Strauchgürtel, Krautsaum)
9. Wasserrückhaltung (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt, sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms, auch Zulassen von Biber-Aktivitäten)

- 10.** Hydromorphologisch renaturierte Gewässer und Auen (Naturnahe Prozesse: Hydrologie, Morphologie, standörtliche Bedingungen wie insbesondere Überflutungsregime, Grundwasserregime, Feststoff-/Nährstoffregime)

Bei den Mooren wurden bei adäquater Zielstellung und Differenzierungstiefe folgende Maßnahmenkomplexe gebildet (in Klammern: inhaltliche Erklärungen in Kurzform):

- 11.** Wasserrückhaltung durch naturbasierte oder technische Maßnahmen (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt (Grabenverschluss, Spundwände, Stauanlagen, Anlage von Dämmen, Rückbau/Verschluss von Dränung etc.))
- 12.** Wasserrückhalt durch Einstellung/Modifizierung von Schöpfwerks-/Pumpbetrieb in Poldern (Niedermoores) (Aufgabe oder Veränderung der Entwässerung; damit Anheben der Grundwasserstände)
- 13.** Zuwässerung zur Verbesserung der Wasserversorgung in Niedermoores (Zuwässerungsmaßnahmen in Senken/Poldern, Schaffen von Einstrommöglichkeiten aus (auch zeitweilig) höherer Vorflut (Meer, Fluss, See))
- 14.** Verringerung der Verdunstung (Gehölzentfernung auf Moorflächen (Entkusseln), Förderung von Verschattung und Windreduktion in Randbereichen durch Gehölzbestände, Erhöhung der Verdunstung/„Auffeuchtung“ im Umland zur Dämpfung des atmosphärischen Verdunstungsanspruches auf den Kernflächen)
- 15.** Sonstige hydrologische Maßnahmen (Sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)
- 16.** Paludikulturen in wiedervernässen und bewirtschafteten Mooren (Etablierung, Förderung von Paludikulturen wie Schilf, Röhricht, Großseggenriede, Torfmoose, Erlen, Nass-Grünländer)
- 17.** Moorschonende (extensive) Grünlandnutzung auf Niedermoores (auf der Grundlage angehobener Wasserstände etablierte Nass-/Feuchtwiesennutzung), inkl. ggf. erforderlichen Maßnahmen zur Aushagerung von Flächen
- 18.** Entfernen von standortfremden Gehölzbeständen zur Renaturierung entwässerter, bewaldeter Hochmoore (vollständige Entfernung des Holzes)
- 19.** Reliefoptimierung (z. B. Planieren) (Gestaltung von Relief (Mikrorelief) zur Optimierung von Grundwasserflurabständen (Niedermoores) und Regenwassersammelbereichen (Hoch-/Zwischenmoore))
- 20.** Hydromorphologische Renaturierung von Gewässern und Auen (Etablierung naturnaher Prozesse (Hydrologie, Morphologie, standörtliche Bedingungen wie insbesondere Überflutungsregime, Grundwasserregime, Feststoff-/Nährstoffregime))

3.3 Vorgehensweise zur Messung bzw. Modellierung der ausgewählten Ökosystemleistungen bzw. zugrundeliegenden Ökosystemfunktionen

3.3.1 Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)

3.3.1.1 Hintergrund und Maßnahmenwirkung

Wälder

Wälder können einen großen Beitrag zum Rückhalt von Treibhausgasen bzw. zur Kohlenstoffsequestrierung leisten, da sie in ihrer oberirdischen Biomasse (insbesondere in Form von Holzwachstum) und in der Wurzelbiomasse Kohlenstoff speichern (Elsasser et al., 2020a; Hampicke & Schäfer, 2021). Zudem fördern sie die Anreicherung von Kohlenstoff im Humus der Böden immens. Auch können durch Verwendung von Holz in (langlebigen) Holzprodukten positive Substitutionseffekte bewirkt werden (Schluhe et al., 2018), so dass ein erweiterter Klimaschutzeffekt entsteht.

Gerade der Vorrat und der Zuwachs an Holz erscheinen grundsätzlich als nutzbar im Sinne des Ökosystemleistungsansatzes (Elsasser et al., 2020b; BMUV, 2021; Hampicke & Schäfer, 2021; Böttcher et al., 2022).

Eine Quantifizierung der unterirdischen Biomasse ist demgegenüber aber nicht hinreichend genau möglich (Elsasser et al., 2020b). Auch die ansonsten „naheliegende“ energetische Verwertung von Biomasse ist EU-rechtlich grundsätzlich unterbunden, soweit es sich um Stümpfe und Wurzeln handelt, vgl. Artikel 1 Absatz 2 Buchstabe b) RED III: „Die Mitgliedstaaten gewähren keine unmittelbare finanzielle Unterstützung für a) die Nutzung von Sägerundholz, Furnierrundholz und Rundholz in Industriequalität sowie von Stümpfen und Wurzeln für die Energieerzeugung [...]“

Elsasser et al. (2020b) schlagen letztlich vor, zentral auf eine Bemessung der Klimaschutzleistung am jährlichen Bruttozuwachs an Kohlenstoff (nicht an Holzvolumen) zu setzen. Allerdings thematisieren die Autoren auch die vielen möglichen Konflikte und damit potenziellen Trade-offs mit anderen Ökosystemleistungen, insbesondere im Bereich der Ökosystemleistung Biodiversität/Habitatbereitstellung, wenn eine Maximierung des Bruttokohlenstoffzuwachses tatsächlich waldbaulich umgesetzt würde. Beispielsweise könnte durch einen finanziellen Anreiz, die Umtriebszeit an der Zuwachsleistung ausgerichtet (eine maximale Kohlenstoffsequestrierung erreichen Bäume im Allgemeinen im Alter zwischen 30 und 70 Jahren) und eine ansonsten wünschenswerte Überalterung von (Teil-)Beständen bewusst vermieden werden. Altbäume sind jedoch eine wesentliche Voraussetzung für eine hohe Biodiversität in Wäldern, da sie wertvolle Mikrohabitate vor allem für xylobionte Arten bilden (Abschnitt 3.3.3).

Bezüglich einer Treibhausgasbilanzierung für Holznutzungsformen (sowohl beim Holzzuwachs als auch letztlich beim Bruttozuwachs an Kohlenstoff) ist auch zu beachten, dass die finale Verwertung des Holzes, vor allem beim Start initialer Maßnahmen wie insbesondere Aufforstungsmaßnahmen oder natürlicher Waldverjüngung, schwer abschätzbar ist. Elsasser et al. (2020b) raten daher davon ab.

Moore

Für Moore kann eine Verbesserung der Ökosystemleistung „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“ prinzipiell mit allen oben abgeleiteten Maßnahmen-typen zur Renaturierung (von Mooren) unterstützt bzw. erreicht werden.

Die Notwendigkeit eines umfassenden Moorschutzes ist boden-/moorkundlich, naturschutzfachlich sowie wasserwirtschaftlich (vor allem aus Sicht des Gewässerschutzes) unbestritten (vgl. Nationale Moorschutzstrategie, BMUV, 2022). Besonders relevant ist die immense Funktion für den Klimaschutz (IPCC, 2021). Deutschlandweit werden über 70 % der nationalen Moorbodenflächen landwirtschaftlich genutzt (Grünland 55 %, Ackerland 19 %) (Wittnebel et al. 2023). Diese Kulissen (5 % der Fläche Deutschlands) sind auch für das Gros der Emissionen aus Moorböden verantwortlich: Sie ist die größte Emissionsquelle im LULUCF-Sektor.

Entwässerte Moore sind z. B. in Mecklenburg-Vorpommern die mit Abstand größte Treibhausgasquelle des Landes (LM M-V 2017).

Die Treibhausgasemissionen aus Mooren hängen insbesondere mit der Entwässerungsintensität und infolgedessen mit dem Grundwasserstand im Bereich der organischen Böden zusammen (Succow & Joosten, 2001; Höper, 2007; Couwenberg et al., 2008). Nur mit Hilfe „vollständiger (Wasserstufe 5 und 6)“ Wiedervernässung („Moor-Renaturierung“) können Moore wieder zu einer THG-Senke werden. Durch eine Moorbewirtschaftung mit höheren Wasserständen im Bereich von bis zu 30 cm unter Flur im Sommerhalbjahr als Übergangs- oder Teillösung kann jedoch zumindest die Torfzehrung reduziert werden und eine THG-Freisetzungsminderung erreicht werden (Emmer & Couwenberg, 2017).

Bereits Höper (2007) leitete aus einer Vielzahl von in der Literatur dokumentierten Untersuchungen zur Emission der Treibhausgase Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) Emissionsfaktoren (Mediane der recherchierten Literaturwerte) für nutzungsdifferenzierte Hoch- und Niedermoorflächen ab, so dass auch Nutzungsänderungen und ihre Wirkungen auf die Treibhausgasfreisetzung bilanziert werden können. Dabei führte Höper (2007) die Einzelwirkungen der drei Treibhausgase zum sogenannten „Globalen Erwärmungspotenzial“ (eng.: Global Warming Potential – GWP) zusammen. Das meist genutzte GWP 100 (Klimawirksamkeit in einer Spanne von 100 Jahren) setzt bei CO_2 (als Bezugsgröße) den Faktor 1 an, während die anderen Gase entsprechend ihrer deutlich größeren Wirksamkeit bzw. Klimaschädlichkeit bewertet werden: CH_4 : Faktor 28, N_2O : Faktor 265 (Angaben entsprechend IPCC 2013, Myrhe et al., 2013).

Das Verfahren von Höper (2007) wurde von Schäfer (2009) leicht modifiziert. Beiden Ansätzen ist gemein, dass die hydrologischen Verhältnisse noch relativ grob über die gering differenzierten Landnutzungsansätze bzw. -daten abgebildet werden. Bei der Anwendung durch Mehl et al. (2012) auf die Moore der „Nationalen Auenkulisse“ (Brunotte et al., 2009) wurden daher zum einen weitergehende hydrologische Ansätze implementiert, zum anderen wurde auch auf das in dieser Hinsicht differenziertere Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST)-Verfahren nach Couwenberg et al. (2008) zurückgegriffen. Auch im Nationalen Inventarbericht (NIR) zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2021 des Umweltbundesamtes (UBA 2021) wird hauptsächlich auf empirische (nichtlineare) Response-Funktionen der Treibhausgasemissionen aus Mooren in Abhängigkeit vom Grundwasserstand und damit eine hydrologische Determinierung der Treibhausgasfreisetzung zurückgegriffen. Tiemeyer et al. (2020) haben für die internationale Berichterstattung beim sogenannten „Nationalen Treibhausgasinventar“ eine bundesweite Auswertung von mehr als 100 Standorten im Hinblick auf die Treibhausgasfreisetzung von Mooren in Abhängigkeit vom mittleren Grundwasserflurabstand vorgenommen. Am Ende wurden Anpassungskurven für die Gase abgeleitet, welche auf exponentiellen oder auf Gompertz-Funktionen basieren (bei den Gompertz-Funktionen ist der Kurvenverlauf in Richtung flurnahen Wasserstandes bzw. Überstau sehr flach, d. h. nähert sich nur sehr langsam den Minimumwerten). Die Schätzmodelle nach Tiemeyer et al. (2020) wurden beispielsweise auch von Höper (2022) flächendeckend für das Bundesland Niedersachsen angewandt.

3.3.1.2 Methodik (Modellkonzepte)

Wälder

Generell wird in der Fachwelt kritisch diskutiert, dass Treibhausgas-Bilanzen für Wälder häufig von statischen Ansätzen ausgehen, während in der Realität der Wald als dynamisches System mit dem Heranwachsen des Waldes und gleichzeitig Abbau von Biomasse interpretiert werden

muss. So wird auch das vom Öko-Institut e. V. eingesetzte Waldwachstumsmodell FABio vom Wissenschaftlichen Beirat für Waldpolitik (2018) auf Grund geringer Kalibrierung, kritischer Ansätze und nicht realitätsgerechter Annahmen deutlich kritisiert. Außerdem bestehen durch Klimawandelfolgen (hydrometeorologische und hydrologische Extreme), Insektenkalamitäten sowie Baumkrankheiten (insbesondere Pilzbefall) sehr hohe Unsicherheiten beim Kohlenstoffhaushalt über größere Zeiträume, was ebenfalls belastbare Prognosen erschwert bzw. verhindert. Daraus folgt, dass belastbare Treibhausgas-Bilanzen über größere Zeiträume in der Prognose kaum möglich sind.

Insbesondere aus diesen Gründen wird zur Quantifizierung der Klimaschutzleistung der Wälder auf den Ansatz nach Elsasser et al. (2020b) zurückgegriffen. Allgemeine Systemgrenzen und Begrifflichkeiten für dieses Berechnungsmodell sind:

- Es wird der jährlich durch den Holzzuwachs festgelegte Kohlenstoff (Sequestrierung) berücksichtigt. Der vorhandene Kohlenstoffspeicher im Wald (Holzvorrat) bleibt unberücksichtigt, da der Speicher den akkumulierten Zuwachs der Vorjahre enthält und so Überschätzungen vermieden werden sollen.
- Es wird neben dem laufenden Zuwachs auch die Nutzung des Holzes betrachtet (jährliche Änderung der im stehenden Wald gebundenen CO₂-Äquivalente – Änderung Waldspeicher).
- Es wird sich nur auf die oberirdische Baumbiomasse bezogen. Eine Quantifizierung der unterirdischen Biomasse ist derzeit nicht hinreichend genau möglich.
- Die Veränderung des Totholzes im Wald wird ebenfalls nicht berücksichtigt. Aufgrund unzureichender Literatur- und Datenlage ist diese aktuell schwer quantifizierbar.
- Es werden die Baumarten aus der 3. Bundeswaldinventur (Thünen-Institut, 2012) unterschieden. Eine differenziertere Betrachtung der Baumarten erfolgt nicht (Elsasser et al., 2020a). Sofern neuere Daten zur Bundeswaldinventur vorliegen, sollte diese genutzt werden. Die Daten der 4. Bundeswaldinventur (Thünen-Institut, 2024) konnten bei den hier berechneten Ökosystemleistungen aufgrund der späteren Veröffentlichung nicht herangezogen werden.

Die Quantifizierung der jährlichen Änderung des Waldspeichers ergibt sich aus der Differenz zwischen dem jährlichen Zuwachs (Z_{Di}) an oberirdischer Baumbiomasse und der jährlichen Nutzung des Holzes (N_{Di}). Dafür kann bei der Zuwachsrate je Baumart auf die Daten der aktuellen Bundeswaldinventur zurückgegriffen werden, sofern keine betriebseigenen Daten vorliegen. Die Nutzungsmengen sollten aus den Betriebsdaten der jeweiligen Forstbetriebe hervorgehen (Elsasser et al., 2020a). Die Zuwachsraten, die in der Bundeswaldinventur ausgewiesen sind, beziehen sich auf den Anteil an Derbholz (≥ 7 cm Durchmesser). Zur Quantifizierung der oberirdischen Baumbiomasse wird neben dem Derbholz auch das Nicht-Derbholz (< 7 cm Durchmesser, bestehend aus Ästen und Zweigen) je Baumart ermittelt. Der Nicht-Derbholz-Anteil je Baumart wird über den von Elsasser et al. (2020a) ermittelten Expansionsfaktor für Nicht-Derbholz (α_i) bestimmt (s. Tab. 12).

Die Ermittlung des im Holz gebundenen Kohlenstoffgehaltes erfolgt über die Bestimmung der Holzmasse. Das IPCC (2003) hat dafür baumartenspezifische Raumdichten für Derbholz (r_{Di}) und Nicht-Derbholz (r_{Ai}) ermittelt, die von Elsasser et al. (2020a) übernommen worden sind (vgl. Tab. 12). Die Kohlenstoffkonzentration in der Holzmasse variiert je Baumart nur minimal. Von daher wird ein durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt von 50 % an der Holzmasse

angesetzt. Die notwendige Umrechnung des Kohlenstoffs in Kohlenstoffdioxid ergibt sich aus dem Verhältnis der jeweiligen molaren Massen. Der sich hieraus ergebende Umrechnungsfaktor beträgt 3,67 (Schluhe et al., 2018; Elsasser et al., 2020a).

Tab. 12: Baumartenspezifische Raumdichten für Derbholz und Nicht-Derbholz (IPCC 2003) und Expansionsfaktor für Nicht-Derbholz und Nadeln (Elsasser et al., 2020a).

Parameter	Eiche	Buche	ALh	ALn	Fichte	Dougl.	Kiefer	Lärche	Tanne
r_{Di} - Raumdichte Derbholz (t m ⁻³)	0,58	0,58	0,43-0,63*	0,35-0,58	0,40	0,45	0,42	0,46-0,49*	0,40
r_{Ai} - Raumdichte Nicht-Derbholz (t m ⁻³)	0,62	0,64	0,51-0,69*	0,38-0,64*	0,54	0,60	0,56	0,62-0,66*	0,54
a_i - Expansionsfaktor für Dünnschholz und Nadeln	0,21	0,19	0,19	0,12	0,25	0,15	0,24	0,10	0,38

* Angabe der Mittelwerte für ALh (andere Laubbäume mit hoher Umtriebszeit), ALn (andere Laubbäume mit niedriger Umtriebszeit) und Lärche

Zusammenfassend berechnet sich die jährliche Änderung der im stehenden Wald gebunden CO₂-Äquivalente je Baumart wie folgt (geändert nach Elsasser et al. 2020a):

$$1. \Delta CV_{BBMi} = ((Z_{Di} - N_{Di}) * r_{Di} + (Z_{Di} - N_{Di}) * a_i * r_{Ai}) * 0,5 * 3,67$$

Der Quantifizierungsansatz nach Elsasser et al. (2020a) berücksichtigt neben der Waldspeicheränderung auch die Art der Holzverwendung (Holzproduktespeicher und Substitutionsleistung) nach der Ernte. Dieser Ansatz wird hier nicht berücksichtigt, da Forstwirt*innen keinen Einfluss auf die nachgelagerte Holzverwendung haben.

Zur Verdeutlichung der Vorgehensweise ist der Ablauf zur Ermittlung und Bewertung der Klimaschutzleistung in Abb. 5 schematisch dargestellt. Die notwendigen Parameter für die Quantifizierung der Klimaschutzleistung sind zusammengefasst in Tab. 13 aufgeführt.

Tab. 13: Zu bestimmende Parameter für die Methodik nach Elsasser et al. (2020a).

Parameter	Abk.	Einheit/Skala	Bewertungsgröße	Quelle	Anmerkung
Derbholzzuwachs des Vorrates je Baumartengruppe	Z_{Di}	m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	Zuwachs an lebender oberirdischer Biomasse ohne Dünnschholz	aktuellste BWI oder forsteigene Daten	≥ 7 cm Brusthöhen-durchmesser (BHD)
Geerntetes Derbholz je Baumartengruppe	N_{Di}	m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	Geerntetes und verwertetes (aus dem Wald entnommenes) Derbholz	aktuellste BWI oder forsteigene Daten	Erntemenge ohne Rindenabzug
Raumdichte Derbholz je Baumartengruppe	r_{Di}	t m ⁻³	Masse des Derbholzes	Elsasser et al. 2020a, IPCC 2003	

Parameter	Abk.	Einheit/Skala	Bewertungsgröße	Quelle	Anmerkung
Raumdichte Nicht-Derbholz je Baumartengruppe	r_{Ai}	t m^{-3}	Masse des Nicht-Derbholzes	Elsasser et al. 2020a, IPCC 2003	Nicht-Derbholz < 7 cm BHD
Expansionsfaktor für Dünnschholz (Nicht-Derbholz) und Nadeln je Baumartengruppe	α_i		Hochrechnung des Derbholzanteils auf gesamte oberirdische Baumbiomasse	Elsasser et al. 2020a	
Netto-Waldspeicheränderung	ΔCV_{BBMi}	$\text{t CO}_2\text{-Äquivalente}$	Änderung des Waldspeichers je Baumartengruppe für den Anteil an oberirdischer Baumbiomasse	eigene Berechnung entspr. Formel	

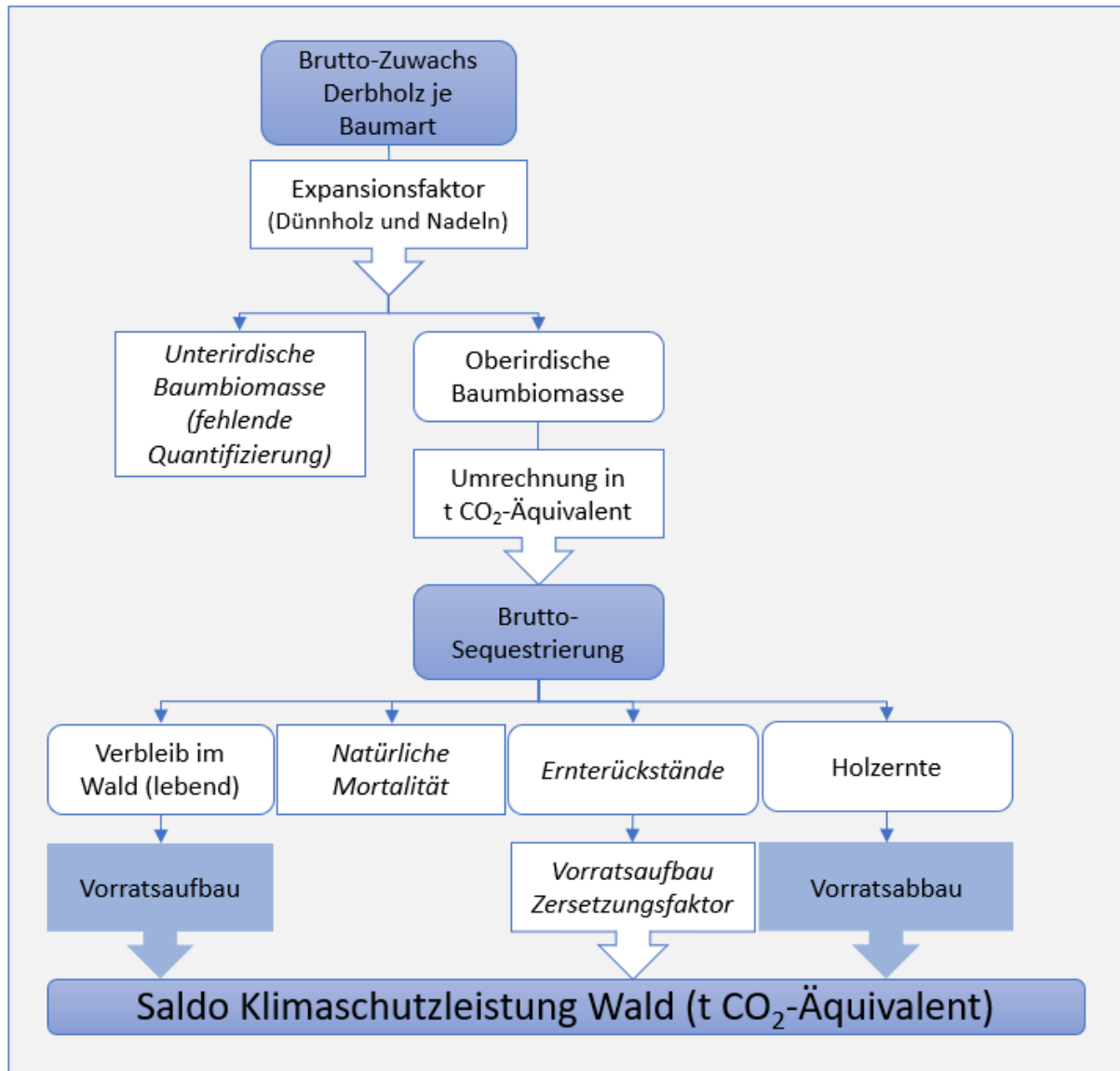


Abb. 5: Verfahrensablauf zur Ermittlung der Klimaschutzleistung der Wälder angelehnt an Elsasser et al. (2020a), kursiv dargestellt: nicht quantifizierbare Parameter, die nicht in der Berechnung berücksichtigt werden.

Moore

Die nachfolgende Methodik setzt auf den engen Zusammenhang von standörtlich hydrologischen Bedingungen in Mooren (insbesondere ist dies der Grundwasserflurabstand in seinem mittleren und innerjährlichem Schwankungsverhalten) und der Vegetationsausprägung. Auf diesem Grundzusammenhang basieren u. a.:

- die bereits von der Reichsbodenschätzung verwendeten und immer wieder weiterentwickelten „Grünlandwasserstufen“ (vgl. Petersen, 1952; Hundt, 1957, 1964, 1965; Succow & Joosten, 2001, vgl. Tab. 14),
- die sogenannte „Feuchtezahl“ als geoökologischer Zeigerwert der Pflanzenarten nach Ellenberg et al. (2001) sowie
- der „ökologische Feuchtegrad“, der den Feuchtegrad nach Ellenberg et al. (1991) mit Hilfe des Deckungsgrades der einzelnen Pflanzenarten zu einem standörtlichen Parameter

erhebt (AG Boden 2005, vgl. auch LUNG M-V 2010).

Couwenberg et al. (2008) entwickelten im Auftrag des Landes Mecklenburg-Vorpommern auf der Basis umfangreicher Literaturauswertungen einen dahingehenden Ansatz zur Quantifizierung von Emissionen klimarelevanter Gase degradierten und auch wiedervernässter Moore in Mitteleuropa. Diese Studie zeigt relativ enge Zusammenhänge zwischen Emissionen und nutzungs- sowie hydrologisch bedingten Standortparametern auf. Im Ergebnis werden Moorstandorte mit ähnlichem Emissions-Verhalten (Treibhausgaspotenzial) sogenannten Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST) zugeordnet. Diese Zuordnung basiert auf den Einheiten des an der Universität Greifswald entwickelten Vegetationsformenkonzeptes (z. B. Succow & Joosten 2001). Couwenberg et al. (2008) stellten folgende Zusammenhänge fest:

- Treibhausgasemissionen (THG) sind höchst eindeutig an jährliche Mittelwasserstände und Wasserstufen gebunden,
- diese Wasserstufen können klar mit dem Vorhandensein bzw. Fehlen von Artengruppen beschrieben werden,
- die ganze Breite der Vegetationsformen kann in mehr oder weniger homogene GEST klassifiziert werden.

Die Methodik nach Couwenberg et al. (2008) stellt jedoch grundsätzlich einen abschätzenden Ansatz dar und zielt hauptsächlich auf einen mittelfristigen Vergleich der THG-Freisetzung vor sowie derjenigen nach einer Wiedervernässung von Mooren ab. Die Mittelfristperspektive wurde zwar bei Couwenberg et al. (2008) nicht näher zeitlich definiert, anzusetzen ist aber gemeinhin, dass dies wenige Jahre bis einige Jahrzehnte umfasst. Für einzelne Standort-Typen fehlen ausreichende THG-Referenzwerte; insofern sind diese bislang nicht oder nur unzureichend von der Literaturanalyse erfasst. Auch zeigen andere Analysen, dass die THG-Emissionen durchaus eine beträchtliche Spannweite haben können, gerade bei intensiv genutzten Mooren. Eine eindeutige Abschätzung der THG-Emissionen mittels Vegetationsform und zugeordneter Wasserstände/Wasserstufen ist gerade im trockeneren Bereich (ca. Grundwasserflurabstand > 30 cm) schwierig (Tiemeyer et al., 2017).

Der GEST-Ansatz von Couwenberg et al. (2008, 2011) wird auch daher, vor allem auf Grund neuerer Messdaten zur Treibhausgasemissionen und diesbezüglicher Erkenntnisse, stetig weiterentwickelt (z. B. Joosten et al., 2013; Reichelt, 2015; Närmann et al., 2021); insofern sind die methodischen Grundlagen fortwährend zu überprüfen und ggf. anzupassen.

Die Universität Greifswald und das Greifswalder Moor Centrum nutzen fortlaufend aktualisierte Emissionsfaktoren für die GEST; die aktuellen Daten, die u. a. in Schulungen zur Anwendung der GEST-Methodik verwendet werden, zeigt Tab. 15.

Der GEST-Ansatz nach Couwenberg et al. (2008) liegt als methodische Grundlage auch den MoorFutures© (<https://www.moorfutures.de/>) zugrunde, die als Ökowertpapiere vom Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern für die vollständige Wiedervernässung und ggf. Nutzungsaufgabe von Mooren gehandelt werden (<https://www.moorfutures.de/>). Bedeutsam ist durchaus, dass es sich beim GEST-Verfahren um ein international verifiziertes Verfahren handelt (Verified Carbon Standard Methodologies, vgl. Emmer & Couwenberg, 2017).

Die für das Verfahren notwendige Vegetationskartierung (Erfassung im Zeitraum Mitte Mai bis August/September) zur Ermittlung der Flächenanteile verschiedener GEST muss für die Ausgangssituation der von Veränderungen betroffenen Flächen, d. h. vor Maßnahmenbeginn,

sowie nach Bedarf (entsprechend Monitoringkonzept nach Renaturierung) erfolgen. Die Methodik zur Erfassung der THG-Emissionen mittels des GEST-Ansatzes ist in den aktuellen Schulungsunterlagen zur Anwendung der GEST-Methodik (Reichelt et al., 2023) beschrieben.

Neben der Aufnahme der Vegetation sollten die hydrologischen Bedingungen der Moorstandorte in den Fokus genommen werden, um

- auch über diesen Ansatz bestmöglich eine Zuordnung der Kartierareale/GEST zu Grünlandwasserstufen erreichen zu können (s. o., auch geeignet für Prognosezwecke vor der ersten GEST-Aufnahme, vgl. Abb. 6) und
- zum anderen ein weiteres Monitoringkriterium zu haben.

Für die Wasserstandsverhältnisse (Moorwasserstand, Wasserstand des oberen, ungespannten Grundwasserleiters) und die Einordnungen in die Grünlandwasserstufen sollte Tab. 14 herangezogen werden. Bei Wasserstandsdaten sollte grundsätzlich auf vorhandene Messdaten zurückgegriffen werden. Je nach hydrologischer Eigenart und gegebener messtechnischer Voraussetzungen eines Gebietes kommen in Frage

- gewässerkundliche Pegel an benachbarten Fließgewässern und Seen,
- Grundwasserpegel (moorhydrologisch/hydrogeologisch repräsentativ) im Bearbeitungsgebiet oder
- Stichtagsmessungen (mit Präzisions-GPS oder Tachymeter erhobene Höhendaten in Gräben und angrenzenden Gewässern, ggf. auch als Aufnahme zeitlich ausreichend ausgespiegelter oberer Grundwasserleiter, z. B. nach Anlage von Schürfen).

Für die räumliche Interpolation sind im Regelfall einfache lineare Wasserspiellagenmodelle ausreichend; hierfür günstig ist bei mehreren Stützstellen gemeinhin die Nutzung von Interpolationsmethoden der gängigen Geographischen Informationssysteme (GIS). Ggf., insbesondere bei komplizierteren hydrologischen/hydraulischen oder hydrogeologischen Konstellationen, kann durch Einsatz hydraulischer oder geohydraulischer Modelle eine bessere Annäherung an die Realität erreicht werden. Allerdings steigt hier der Datengewinnungsaufwand (Randbedingungen, Parameter, Kalibrierung etc.) stark an.

Tab. 14: Grünland-/Moorwasserstufen nach Petersen (1952), Hundt (1957, 1964, 1965), Succow & Joosten (2001) und ihre Kennzeichen, leicht verändert unter Berücksichtigung der Arbeiten von Joosten et al (2013), Emmer & Couwenberg (2017), Närmann et al. (2021).

Wasserstufe	Bezeichnung	Beispiele für Vegetationstypen	Heutige landwirtschaftliche Nutzbarkeit	Wasserstandsmediane 1.12. bis 31.05. (Wi-Fr) [cm unter Flur]	Jahresmediane des Wasserstandes [cm unter Flur]
6+	Überstau	Schilf- und Rohrkolbenröhrichte, Schwimmpflanzen, Sphagnum-Schlenken	Wasserfläche, Moorwachstum/Muddenbildung , Paludikulturen	ca. -30 bis -150	ca. -20 bis -140
5+	Nass	Schilfröhrichte, Groß- und Kleinseggenriede, Wasserschwaden und Rohrglanzgraswiesen	Wasserfläche, Moorwachstum , Paludikulturen, aus ökonomischer Sicht nur noch ausnahmsweise konventionell nutzbar, früher Pferdeheu- wiesen geringer Qualität, Streuwiesen, Militzwiesen der Auen	ca. -30 bis 5	ca. -20 bis 0
4+	Halbnass (sehr feucht)	Seggen-Kohldistelwiesen, Braunseggen-Pfeifengraswiese	Moorerhalt , aus ökonomischer Sicht nur noch eingeschränkt, früher Streu-, Pferdeheu-, Militzwiesen	ca. 5 bis 15	ca. 0 bis 20
3+	Feucht	Typische Kohldistel- und Pfeifengraswiese, Braunseggen-Borstgrasrasen	Feuchtwiesen und -weiden von guter bis mäßiger Futterqualität, mit schwerem Gerät nur zeitweise befahrbar	ca. 15 bis 35	ca. 20 bis 45
2+	Mäßig feucht	Kohldistel-Glatthaferwiese, Wiesenknöterich-Borstgrasrasen	Gut nutzbare Feuchtwiesen und -weiden, für Ackerbau nur eingeschränkt geeignet	ca. 35 bis 70	ca. 45 bis 80
2-	Mäßig trocken (wechsel-frisch)	Typische Glatthafer- und Goldhaferwiese, typischer Borstgrasrasen	Gute frische Wiesen, Weiden, Äcker; durch geringe Sommer-trockenheit kaum beeinträchtigt	ca. > 70	ca. > 80
3-	Trocken	Salbei- und Trespen-Glatthaferwiese	Mäßige Beeinträchtigung durch Sommertrockenheit, Nutzung als Wiese, Weide, Acker noch möglich, jedoch weniger ertragreich	-	-

Wasserstufe	Bezeichnung	Beispiele für Vegetationstypen	Heutige landwirtschaftliche Nutzbarkeit	Wasserstandsmediane 1.12. bis 31.05. (Wi-Fr) [cm unter Flur]	Jahresmediane des Wasserstandes [cm unter Flur]
4-	Sehr trocken	Trespen- und Fiederzwenken-Halbtrockenrasen	Nur beschränkt möglich, Hutungen	-	-
5-	Dürr	Federgras- und Silbergras-Trockenrasen	Zu trocken, bestenfalls als Schafhutung		Ab 300 (vorrangig abhängig von Relief, Bodenart und Lokalklima)

Tab. 15: Aktuelle THG-Emissionsfaktoren (Stand 2020, GWP 100, Angaben in t CO₂-Äquivalent ha⁻¹ a⁻¹) für die bislang betrachteten Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST) nach Daten von Couwenberg et al. (in Vorbereitung), die Daten GEST 2015 gehen auf Reichelt (2015) zurück, leicht angepasst und ergänzt nach GMC (2023); Symbolik zu den Wasserstufen-Ausbildungen entsprechend Succow & Joosten (2001): ~ = stark wechselfeucht, + = gleichmäßig feucht, 3+/2+ oder 2+/- (Beispiele) = mäßig wechselfeucht.

GEST 2015	GEST 2018	GEST 2020	Bezeichnung	Wasserstufe**	GWP CH ₄	GWP CO ₂	GWP
genutzte Standorte							
-	-	G1w	Wechsellrockenes Moorgrünland	2-, 2~	0,1	45,8	46,0
1	G1	G1	Mäßig feuchtes Moorgrünland	2+	0,0	25,2	25,0
2	G2	G2	Feuchtes Moorgrünland	3+, 3+/2+	0,0	19,6	19,5
3	G3	G3	Feucht bis sehr feuchtes Moorgrünland	4+/3+	0,2	14,1	14,5
3f/24	G3f	G3f	Flutrasen	4~, 3~	-0,1	14,1	14,0
3s	G3s	G3s	Feucht bis sehr feuchtes Moorgrünland mit überwiegend Shunt-Arten*	4+/3+, 3~, (3+, 3+/2+)	0,8	14,1	15,0
10	G3m	G4m	Sehr feuchte Pfeifengraswiesen	4+/3+	4,9	14,1	19,0
4	G4	G4	Sehr feuchtes Moorgrünland	4+, 4~	0,4	4,7	5,0
4s	G4s	G4s	Sehr feuchtes Moorgrünland mit überwiegend Shunt-Arten*	4+	2,2	4,7	7,0
5	G5	G5	Nasses Moorgrünland	5+/4+	0,0	-4,0	-4,0
5s	G5s	G5s	Nasses Moorgrünland mit überwiegend Shunt-Arten*	5+, 5+/4+, (4~)	2,9	-4,0	-1,0
25	A1	A1	Mäßig frisch bis mäßig feuchter Ackerstandort	2+, 2-	0,1	37,4	37,5
26	A2	A2	Feuchter Ackerstandort	3+, 3+/2+	0,1	21,5	21,5

GEST 2015	GEST 2018	GEST 2020	Bezeichnung	Wasserstufe**	GWP CH ₄	GWP CO ₂	GWP
ungenutzte Standorte							
9b	U1	U1	Feuchter vegetationsloser Torf	3~, 3+	0,0	9,0	9,0
8	U2	U2	Feuchte Hochmoorheide	3+	0,3	12,3	12,5
12a	U6	U3	Sehr feuchte Hochmoorheide	(5+/4+), 4+	0,9	3,0	4,0
11a	U7	U4	Sehr feuchte Wiesen, Hochstauden und Kleinseggen	(5+/4+), 4+, (4+/3+)	1,2	14,4	15,5
15	U8	U5	Sehr feuchte Torfmoosrasen	(5+/4+), 4+	1,6	-4,4	-3,0
14	U9	U6	Sehr feuchte Großseggenriede	(5+/4+), 4+, (4+/3+)	1,6	10,7	12,5
-	-	U6w	Wechselfeuchte Großseggenriede	4~	1,6	16,3	18,0
9a	U10	U7	Nasser vegetationsloser Torf	5+/4+	0,2	1,3	1,5
11b	U11	U8	Nasse Wiesen und Hochstauden	5+	7,4	-4,0	3,5
18	U12	U9	Nasse Kleinseggenriede mit Moosschicht	5+ (4+)	5,0	-1,9	3,0
20	U13	U10	Nasser Torfmoosrasen	5+, (5+/4+)	3,1	-3,4	-0,5
19	U14	U11	Nasse Großröhrichte	(5~), 5+, (5+/4+)	6,5	0,2	6,5
16	U15	U12	Nasse Großseggenriede	5~, 5+, (5+/4+)	5,7	1,3	7,0
23a	U17	U14	Sehr nasse Großseggen und Rohrkolben	6+, 6+/5+	6,8	-1,1	5,5
23b	U18	U15	Sehr nasse Schilf- und Rohrglanzgrasröhrichte	6+, (6+/5+, 5~)	12,0	-7,2	5,0
21	U19	U13	Nasse Torfmooschlenken und überstaute Torfmoosrasen	6+, (5+)	8,9	-4,8	4,0

GEST 2015	GEST 2018	GEST 2020	Bezeichnung	Wasserstufe**	GWP CH ₄	GWP CO ₂	GWP
30	U20	U16	Stark überstaute Großröhrichte und -riede	6+	28,3	-32,7	-4,5
Sonderstandorte							
32	S1	S1	Mäßig feuchtes Moorgrünland auf Anmoorstandorten	2+, 2-	-0,1	38,3	38,5
32	S1	S2	Feuchtes Moorgrünland auf Anmoorstandorten	3+, 3+/2+	0,0	26,8	27,0
-	-	S3	Sehr feuchtes Moorgrünland auf Anmoorstandorten	(5~), 4+, (3~)	5,7	34,3	40,0
33	S2	S4	Mäßig feuchter Acker auf Anmoorstandorten	2+, 2-	0,1	38,5	38,5
33	S2	S5	Feuchter Acker auf Anmoorstandorten	3+	-0,1	21,5	21,5
28	S4	S6	Moorgrünland mit sommerlichen Überstau	(5+), 5+/4+, (4+, 3+/2+)	23,4	0,9	24,5
27	S3	S7	Acker mit sommerlichen Überstau	2+/3+, 3+	7,8	16,1	24,0
-	-	S8	Kürzlich wiedervernässtes Moorgrünland	5+/4+, 4~	15,2	19,2	34,5
29	S5	S9	Simulierte Ernte (Paludikultur)	5+, 5+/4+	3,1	11,5	14,5
19x	S6	S10	Sehr feuchte Großröhrichte in trockenen Jahren	(5+/4+), 4+, 4~, (3~)	0,7	2,8	3,5
20x	S7	S11	Nasse Torfmoosrasen auf ehemaligen Torfabbauf Flächen	(6+/5+), 5+, (5+/4+)	31,5	3,8	35,0
23c	S8	S12	Stark überstaute Röhrichte mit lateralen Stoffimport	6+, 6+/5+, (5+)	42,3	1,9	44,0
31	S9	S13	Gräben		24,5	26,4	51,0

* Shunt-Arten sind Pflanzen, die über das Aerenchym („Durchlüftungsgewebe“) einen Gastransport durch die Pflanze ermöglicht (vgl. Närmann et al. 2021).

** Seltener vorkommende Wasserstufen-Ausbildungen in Klammern.

Einschränkungen in der Methodik bestehen vor allem in der fehlenden Abdeckung von Waldstandorten (auf Moorboden) sowie der eingeschränkten Aussagefähigkeit für überstaute Flächen und bestimmte Moortypen. Zudem beinhalten die angesetzten CO₂-Äquivalente zwar die Treibhausgase CO₂ und CH₄; die sehr klimaschädlichen N₂O-Emissionen wurden von den Autoren mangels Grunddaten aber nicht quantifiziert.

Alternativ bzw. vor allem für Waldstandorte oder beim Nichtvorliegen von Informationen zur Vegetation (vor Maßnahmenbeginn und danach) kann zudem auf die Modelle/Modellfunktionen zur Schätzung von Emissionsfaktoren für Kohlendioxid (CO₂) und für Methan (CH₄) nach Tiemeyer et al. (2020) zurückgegriffen werden. Für Lachgas (NO₂) konnte bei Tiemeyer et al. (2020) aber keine zuverlässige Schätzfunktion abgeleitet werden. Hier gibt es nur Mittelwertangaben nach Landnutzungskategorien, so dass aber bei Landnutzungswechsel ein Ansatz möglich ist. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass dann, wenn der Grundwasserflurabstand geringer als -0,1 m ist, die N₂O-Emission ungefähr bei null liegt (Tiemeyer et al., 2020).

Die mittleren Emissionsfaktoren nach Tiemeyer et al. (2020), die ergänzend in Tab. 16 dargestellt sind, umfassen durchschnittliche Emissionsfaktoren in Deutschland für entwässerte organische Böden mit einem mittleren jährlichen Grundwasserflurabstand von mehr als 0,1 m und für wiedervernässte organische Böden.

Tab. 16: Mittlere Emissionsfaktoren für entwässerte organische Böden in Deutschland mit einem mittleren jährlichen Grundwasserspiegel von weniger als -0,1 m unter Oberfläche und für wiedervernässte organische Böden, verändert nach Tiemeyer et al. (2020), insbesondere ergänzt um GWP-Angaben.

Landnutzungs-kategorie	CO ₂ -Onsite (t C ha ⁻¹ a ⁻¹)	GWP 100 (t CO ₂ - Äquivalent ha ⁻¹ a ⁻¹)	CH ₄ (kg CH ₄ ha ⁻¹ a ⁻¹)	GWP 100 (t CO ₂ - Äquivalent ha ⁻¹ a ⁻¹)	N ₂ O (kg N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹)	GWP 100 (t CO ₂ - Äquivalent ha ⁻¹ a ⁻¹)
Waldflächen	7,7	28,3	4,0	0,1	2,0	0,8
Ackerland	9,2	33,8	5,5	0,2	11,1	4,6
Grünland, Siedlungen	8,3	30,5	11,2	0,3	4,6	1,9
Entwässerte, ungenutzte Flächen	7,1	26,1	70,2	2,0	0,7	0,3
Torfgewinnung (nur Freisetzung aus Vorkommen, nicht aus Torfabbau)	1,3	4,8	4,2	0,1	0,9	0,4
Wiedervernässte Flächen	-0,4	-1,5	279	7,8	0,1	0,0

Die abgeleiteten Funktionen von Tiemeyer et al. (2020) sind anwendungsorientiert bei Höper (2022) aufbereitet:

2. Kohlendioxid-Emissionen: $CO_2 - C = -0,93 + 11e^{-(7,52e^{(12,97GWS)})}$

mit

- $CO_2 - C$ $CO_2 - C$ -Austausch/Freisetzung ($t\ C\ ha^{-1}\ a^{-1}$)
- -0,93 untere Asymptote ($t\ C\ ha^{-1}\ a^{-1}$)
- 11,00 Differenz zwischen unterer und oberer Asymptote ($t\ C\ ha^{-1}\ a^{-1}$)
- -7,52 Anpassungsparameter für den Kurvenverlauf (-)
- 12,97 Anstiegsrate der Emissionen mit fallenden Wasserständen (m^{-1})
- GWS Grundwasserflurabstand (m unter Flur als negative Werte, über Flur als positive Werte).

Bei Anwendung der Rechenwerte als CO_2 -Freisetzung muss noch eine Umrechnung über die Atom- bzw. molaren Massen erfolgen, d. h., dass zunächst nur auf den C-Anteil bezogene Ergebnis muss mit 3,67 multipliziert werden ($44\ g\ mol^{-1}\ CO_2$ geteilt durch $12\ g\ mol^{-1}\ C$).

3. Methan-Emissionen (nur anwendbar für $GWS > -0,1$):

3.1. Forst: $CH_4 = -2,9 + 2260e^{-(31,3GWS)}$

3.2. Acker, Grünland, Siedlung: $CH_4 = 3,5 + 17055e^{-(42,3GWS)}$

3.3. Brachland, entwässert oder vernässt (inkl. Überstau bis maximal 0,2 m über Flur):
 $CH_4 = 1,3 + 292e^{-(5,6GWS)}$

mit

- CH_4 CH_4 -Austausch/Freisetzung ($kg\ CH_4\ ha^{-1}\ a^{-1}$)
- -2,9; 3,5; 1,3 CH_{4min} , untere Asymptote ($kg\ CH_4\ ha^{-1}\ a^{-1}$)
- 2260; 17055; 292 Anpassungsparameter c ($kg\ CH_4\ ha^{-1}\ a^{-1}$)
- -31,3; -42,3; 5,6 Anpassungsparameter d (m^{-1})
- GWS Grundwasserflurabstand (m unter Flur als negative Werte, über Flur als positive Werte).

Um die berechnete CH_4 -Freisetzung als CO_2 -Äquivalent berücksichtigen zu können, ist schließlich noch die unterschiedliche Klimawirksamkeit (GWP) zu berücksichtigen, die bei dem häufig gewählten Zeitbezug von 100 Jahren beim Methan durch den Faktor 27 erfolgt, vgl. IPCC (2021).

Für die Anwendung der GEST-Methodik sind die dafür vorgesehenen Arbeitsschritte in Abb. 6 schematisch dargestellt. Unterteilt wird der Verfahrensablauf in eine Prognose zur möglichen Förderhöhe anhand von Grundwasserstufen und davon abgeleiteten Emissionen als CO_2 -Äquivalent (kostengünstigere Alternative zum GEST-Verfahren mit Prüfung auf Durchführbarkeit/Ökonomie; nur vor Maßnahmenumsetzung anwendbar) sowie der Ermittlung des Global Warming Potentials (GWP). Ergänzend stellt Tab. 17 die benötigten und zu bestimmenden Parameter dar. Die ermittelten Wasserstufen dienen desgleichen auch als wesentlicher Datensatz für die alternativ angewandten Modelle zur Schätzung von Emissionsfaktoren nach Tiemeyer et al. (2020).

Die Analysen werden wiederum vorteilhaft mittels Geographischem Informationssystem vorgenommen, da eine Reihe von Fachdaten im Sinne von Geodaten heranzuziehen ist.

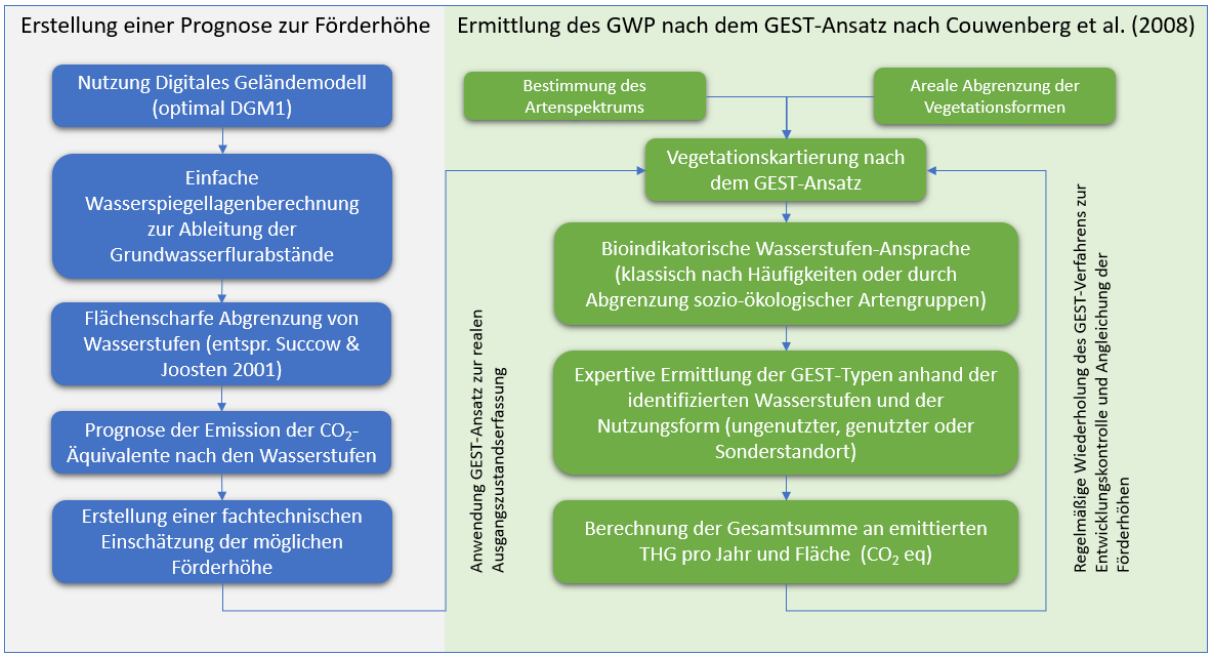


Abb. 6: Verfahrensablauf zur Ermittlung der Klimaschutzleistung der Moore (nach Reichelt et al. 2023, ergänzt um die Verfahrensschritte zur Prognose einer möglichen Förderhöhe).

Tab. 17: Zu bestimmende Parameter für die Methodik.

Parameter	Einheit/Skala	Bewertungsgröße	Quelle	Anmerkung
Digitales Geländemodell (DGM1)		Erstellung einfacher linearer Wasserspiegellagenmodelle zur Ermittlung der Grundwasserflurabstände	länderspezifische Daten	evtl. muss das DGM1 für die zu betrachtende Fläche käuflich erworben werden
Areale Abgrenzung der Vegetationsformen (GEST-Typen)	ha	anhand von Standortgradienten (trocken zu nass), Grenzen der verschiedenen Vegetationsbestände	entzerrte Luftbilder (Grundlage), Erfassung vor Ort (Transektbegehung)	
Artenspektrum auf areal abgegrenzten Vegetationsformen	quantitativ	repräsentative Teilfläche mit Plotgröße von 10 – 20 m²	Kartierung vor Ort	
Wasserstufenamplituden der Artengruppen	Wasserstufe	Ermittlung der maßgeblichen Wasserstufe für den angrenzten GEST-Typ	Ökologische Charakterisierung der Artengruppen in Succow & Joosten (2001)	
Aktuelle THG-Emissionsfaktoren für die GEST	GWP	Nutzungsform und Wasserstufe zur Einordnung entscheidend	Reichelt et al. 2023	wird regelmäßig überarbeitet

3.3.2 Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)

3.3.2.1 Hintergrund und Maßnahmenwirkung

Wälder

Eine Erhöhung der gewässerschutzbezogenen Ökosystemleistung „Stoffrückhalt durch Böden“ ist grundsätzlich bei allen, aber insbesondere bei der Umsetzung folgender Maßnahmenkomplexe für Waldrenaturierungsmaßnahmen erwartbar:

- Wasserrückhaltung (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt, sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)
- Hydromorphologisch renaturierte Gewässer und Auen (Naturnahe Prozesse: Hydrologie, Morphologie, standörtliche Bedingungen wie insbesondere Überflutungsregime, Grundwasserregime, Feststoff-/Nährstoffregime)

Fokussiert wird hier auf den Rückhalt bzw. die Retention der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff in und auf den Böden (vgl. z. B. Mitsch & Gosselink 2000; Garcia-Linares et al., 2003; Scholz et al., 2012; Mehl et al., 2013; Podschun et al., 2018; Symmank et al., 2020). Eine übermäßige Nährstoffbelastung kann auf Grund ökosystemarer Unterschiede differenzierte Eutrophierungsphänomene bzw. -erscheinungen in Gewässern auslösen, weshalb die beiden Makronährstoffe von herausragender Bedeutung für den Gewässerschutz sind. Als grundsätzliche Folgen der Eutrophierung sind vor allem zu nennen:

- Massenvermehrungen von benthischen und planktischen Algen (vor allem in Stand-, Küsten- und Meeresgewässern sowie in langsam fließenden und gestauten bzw. rückgestauten Flüssen) und/oder
- Massenentwicklungen von Pflanzen (aquatische, semiaquatische Makrophyten) in und an unbeschatteten Bächen und Flüssen sowie
- eine damit verbundene, erhöhte gewässerinterne biologische Primärproduktion, die zu erhöhter Sauerstoffzehrung und bisweilen Sauerstofffreiheit führt (nächtliche Veratmung und extremer Sauerstoffverbrauch beim Abbau der organischen Substanz in der vegetationsärmeren Zeit, auch mit Entstehung von Methan (CH_4 , 25-mal stärkere Klimawirkung als Kohlendioxid - CO_2 entsprechend IPCC, 2007), womit lebensfeindliche, vielfach todbringende Bedingungen für wasseratmende Tiere der Gewässer entstehen,
- eine Verschlammung der Gewässerböden auf Grund der hohen Abbaumengen organischer Substanz mit stark negativen Folgen für die benthische Besiedlung (Verlust ursprünglicher Habitatbedingungen),
- eine Toxizität der mineralisierten Stickstoffverbindungen Ammoniak (NH_3) bzw. (wenn auch geringer) Ammonium (NH_4^+) sowie der im Denitrifizierungsprozess entstehenden Zwischenstufe Nitrit (NO_2^-) für viele Tierarten der Gewässer (vor allem für Fische und Wirbellose) sowie
- eine stark klimaschädliche Wirkung der weiteren Zwischenstufe des Denitrifizierungsprozesses Distickstoffmonoxid (N_2O , „Lachgas“, 265-mal stärkere Klimawirkung als Kohlendioxid - CO_2 – Angaben entsprechend IPCC, 2013; Myrhe et al., 2013), dessen stratosphärisches Abbauprodukt Stickstoffmonoxid (NO) zudem unmittelbar zur Zerstörung der Ozonschicht beiträgt.

Die typische Biomasse weist eine mittlere Zusammensetzung der Kernelemente Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Sauerstoff (O), Stickstoff (N) und Phosphor (P) von $C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P_1$ auf. Insofern müssen diese chemischen Elemente für die autotrophen Organismen auch im entsprechenden Mengenverhältnis physiologisch verfügbar sein. Für Stickstoff und Phosphor bedeutet dies ein Verhältnis von 16:1, weshalb in vielen Gewässern (vor allem in Standgewässern) ein geringer Phosphorgehalt limitierend wirken kann. Aber auch der Stickstoff kann eine limitierende Größe darstellen, was gerade für marine Gewässerökosysteme gilt. Sowohl in den offenen Ozeanen als auch in den Küstengewässern bildet Stickstoff, von Ausnahmen abgesehen, das entscheidende Mangellement.

Nährstoffrückhalt und -umsetzung (begrifflich hier summarisch unter „Nährstoffretention“ gefasst, vgl. z. B. Venohr, 2006) basieren beim Stickstoffkreislauf auf der Denitrifikation und im Phosphorhaushalt auf der Sedimentation (Trepel, 2008). Ein dauerhafter Entzug durch biologische Inkorporierung in autotrophen und folglich auch heterotrophen Organismen ist nur dann ökologisch wirksam, wenn die Nährstoffe erst in anderen Ökosystemen wieder frei werden (z. B. Nährstoffexport durch Ernte) oder bei überwiegend „dauerhafter“ Festlegung in Akkumulationsräumen (dies sind vor allem wachsende Moore und Sedimente tiefer Seen) (Kronvang et al., 1999).

Die Denitrifikation ist in der Mikrobiologie definiert als respiratorische bakterielle Reduktion von Nitrat oder Nitrit zu gasförmigem Stickstoffmonoxid (NO), Distickstoffmonoxid bzw. Lachgas (N_2O) oder elementarem Stickstoff (N_2) (Onigkeit, 2006). Höhere Temperaturen sowie pH-Werte begünstigen diesen Prozess. Eine der Grundvoraussetzungen für den Ablauf der Denitrifikation in der Landschaft ist das Vorhandensein anaerober Zonen im Boden, im Grundwasser oder in Gewässern. Diese können im Boden auftreten, wenn die Bodenporen annähernd oder vollständig wassererfüllt sind (wassergesättigter Zustand). Solche Sättigung kann infolge von Niederschlagsereignissen, bei denen die Niederschlagsintensität die Infiltrationsintensität übersteigt, als Folge hoher Grundwasserstände (hydromorphe Böden), von Überflutungen (Auen, Niederungen) oder vor allem in Mooren auftreten, die dann hydrologisch intakt sind, wenn das Wasser im langfristigen Mittel nahe an, in oder über der Oberfläche steht (Edom 2001). Im Grundwasser sowie in Oberflächengewässern müssen gleichfalls anaerobe Bedingungen herrschen. In allen Systemen wirken sich stark sauerstoffzehrende Prozesse, die mit hohen Raten ablaufen, so aus, dass sie die Nachlieferungsrate von Sauerstoff übersteigen, was wiederum die Denitrifikation begünstigt.

Der Phosphorrückhalt wird nachfolgend nur für Überschwemmungsgebiete betrachtet – im Maßnahmensinne sollte eine Wiederherstellung von Überschwemmungsgebieten in gewässerbegleitenden Wäldern eine Folge hydromorphologisch renaturierter Gewässer und Auen darstellen. Die Rückhaltung von Phosphor basiert daher auf der Sedimentation als wichtigster Prozess. Diese ist maßgeblich bestimmt durch die Fracht an suspendiertem Sediment (Abfluss und Stoffkonzentration), die Dauer und die Frequenz der Hochwasserereignisse, die Topografie und die rauigkeitsbestimmende Landnutzung/Vegetationsbedeckung (vgl. Literaturdiskussion bei Scholz et al., 2012). Inwieweit die Böden Sediment und daran anhaftende Nährstoffe zurückhalten können, hängt letztlich maßgeblich von der Fließ- und Sinkgeschwindigkeit der feinen Partikel ab (Van der Lee et al., 2004). Eine wichtige Einflussgröße ist die Größe der vorhandenen überflutbaren Aue bzw. des maßgeblichen Überflutungsraumes. Der Abfluss und die Fließgeschwindigkeit werden maßgeblich durch die hydraulische Rauigkeit beeinflusst, die wiederum abhängig von der Rauigkeit der Nutzung und der Ausprägung der Auenvegetation ist (Kronvang et al., 1999; Scholz et al., 2012).

Moore

Eine Verbesserung der gewässerschutzbezogenen Ökosystemleistung „Stoffrückhalt durch Böden“ ist grundsätzlich bei allen, aber insbesondere bei der Umsetzung folgender abgeleiteter Maßnahmenkomplexe für Moorrenaturierungsmaßnahmen erwartbar:

- Wasserrückhaltung (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt, sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)
- Hydromorphologisch renaturierte Gewässer und Auen (Naturnahe Prozesse: Hydrologie, Morphologie, standörtliche Bedingungen wie insbesondere Überflutungsregime, Grundwasserregime, Feststoff-/Nährstoffregime)

Eine Stoffrückhaltung durch Moorböden ist allerdings nur bei Niedermooren umweltfachlich geboten, da bei Hoch- und Zwischenmooren ein möglichst nährstoffarmer Status anzustreben ist (gänzliche oder überwiegende Speisung aus Niederschlagswasser).

Grundsätzlich sind die Ausführungen für die Wälder auch für die Moore zutreffend. So schätzt Trepel (2009) die Verbesserung der Stickstoffrückhaltung bei vollständiger Vernässung grob mit etwa $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ab. Denitrifikationswerte in Mooren und Feuchtgebieten sind in der Größenordnung zwischen 25 und mehr als $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ belegt (Tetzlaff et al., 2015). Auch die hohe Wirksamkeit überflutungsgeprägter Moore für den P-Rückhalt ist bekannt; eine Wiederherstellung der hydrologischen Konnektivität zwischen Moor und Fließgewässer trägt daher zur Erhöhung der Phosphorrückhaltung und somit letztlich zum Gewässerschutz bei (Tetzlaff et al., 2015).

Obschon der Rückhalt vor allem von der Gewässerbelastung, der Art der P-Verfügbarkeit, von der Größe der überfluteten Fläche und der Überflutungshäufigkeit abhängt und damit sehr individueller Natur ist, empfiehlt Trepel (2009) als Faustzahl für Überflutungsflächen einen Rückhalt von ca. $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Alle Literaturwerte bewegen sich aber in den bereits bei den Wäldern dargestellten Größenordnungen, zumal die grundsätzlich gleichen Prozesse relevant sind.

3.3.2.2 Methodik (Modellkonzepte)

Für die Bestimmung der Retentionsleistungen als Ökosystemleistung für Wälder und Moore wird auf folgende Ansätze zurückgegriffen:

A. Stickstoff: Gäth et al. (1999), Scholz et al. (2012)

Der Ansatz von Gäth et al. (1999) geht davon aus, dass die Bodentypen auf Grund ihrer Redoxeigenschaften, die insbesondere abhängig vom Wassergehalt sind, unterschiedliche Kapazitäten für die Umwandlung von Nitrat (NO_3) zu elementarem Stickstoff (N_2) besitzen (Denitrifikation). Dabei werden für GIS-Analysen zu bodensystematischen Flächenanteilen pragmatisch die bei Gäth et al. (1999) genannten Klassenobergrenzen im Sinne von Maximalwerten angesetzt. Ergänzt wird dies um die Ansätze für Feuchtgebiete (hierzu wird auch ein ggf. vorhandener Gewässerentwicklungskorridor gezählt). Für ggf. vorhandene Auengewässer sowie die Gewässer selbst wird den Ansätzen nach Scholz et al. (2012) gefolgt (Tab. 18). Mit gleichen oder ähnlichen Ansätzen operieren auch Symmank et al. (2020).

Durch Renaturierungsmaßnahmen in Wäldern bzw. Mooren werden im Regelfall keine geologischen Ausgangssubstrate oder Bodentypen geändert. Sehr wohl können aber Gewässer und

Feuchtlebensräume entwickelt oder neu geschaffen werden und auch die entscheidenden Bodenwasserverhältnisse durch Wasserrückhalt beeinflusst werden.

Die Bewertung der potenziellen Denitrifikation wird unter der Annahme vorgenommen, dass die Konzentration an Nitratstickstoff sowohl im Boden als auch im Gewässer nicht begrenzend wirkt. Damit ermöglicht eine GIS-Analyse die Berechnung eines flächengewichteten mittleren Denitrifikationspotenzials im Sinne der Ökosystemleistung „Stoffrückhalt durch Böden“. Die durch Entwässerung der Moore und durch die damit verbundene Mineralisation der organischen Substanzen entstehenden Stickstoffverbindungen werden hier nicht betrachtet.

Tab. 18: Bestimmung und Bewertung der Ökosystemleistung Retention von Stickstoff, Bewertung der potenziellen Denitrifikationsleistung der Wurzelzone von Böden unter der Annahme, dass die Konzentration an Nitrat-Stickstoff im Boden nicht limitierend wirkt, sowie von Auengewässern und Fluss; ergänzt und geändert nach Gäth et al. (1999) und Scholz et al. (2012), geändert nach Biota (2021a), Wasserstufen vgl. Tab. 19.

Kennzeichnung der Denitrifikationsstufe im Sinne einer Ökosystemleistung	Potenzielle Denitrifikationsstufe (kg Stickstoff ha ⁻¹ a ⁻¹)	Denitrifikationswert (zugewiesen) (kg Stickstoff ha ⁻¹ a ⁻¹)	Grund-/Stauwassereinfluss in Wurzelzone (Randbedingung)	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele), Gewässer, Gewässerentwicklungskorridor, Auen-Feuchtgebiete/Feuchtlebensräume
Sehr hoch	300	300			Auengewässer, Fluss
Sehr hoch	>> 150	300	Ganzjährig Grundwassereinfluss	Moore und organische Mudden ²⁾ , Wasserstufen 5+ und 6+	Basisches Niedermoor, Übergangsmoor, Auen-Feuchtgebiete/-Feuchtlebensräume, Gewässerentwicklungskorridor (ohne Fluss)
Sehr hoch	>> 150	300	Langanhaltende Wassersättigung	Gesteine mit hohem Anteil an fossilem Kohlenstoff und reduzierten Schwefelverbindungen, Wasserstufen 5+ und 6+	Verschiedene Böden ³⁾ , Pelosole
Hoch	50...> 150	150	6 bis 9 Monate Grundwassereinfluss	Fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, nährstoffarme Moore sowie schwach/mäßig entwässerte nährstoffreiche Moore (Wasserstufen 4+ bis 2+)	Feucht-Schwarzerde, Gleye, Anmoorgleye, Auenböden ⁵⁾ , Marschen, Saures Niedermoor, Hochmoor, Niedermoor (schwach/mäßig entwässert)
Mittel	30...50	50	Grundwasserfern, aber 3 bis 6 Monate Stauwassereinfluss	Schluffig bis tonige Lockergesteine und tiefgründig verwitterte schluffig bis tonige Festgesteine sowie Moore (stark entwässert, Wasserstufe 2-)	Pelosol, Pseudogley, stark entwässerte Moore
Mäßig	10...30	30	Ganzjährig keine Wassersättigung	Schluffig bis tonige Lockergesteine Festgesteine, tiefgründig zu Schluff oder Ton verwittert Unterschiedliche Lockergesteinstypen, Wasserstufen 3- und trockener	Pararendzina ¹⁾ , Parabraunerde ¹⁾ , Trocken-Schwarzerde, Auenböden ⁴⁾ , Terra fusca ¹⁾ , Terra rossa ¹⁾ , Kolluvium ¹⁾ , Plaggenesch, Sandmischkultur

Kennzeichnung der Denitrifikationsstufe im Sinne einer Ökosystemleistung	Potenzielle Denitrifikationsstufe (kg Stickstoff ha ⁻¹ a ⁻¹)	Denitrifikationswert (zugewiesen) (kg Stickstoff ha ⁻¹ a ⁻¹)	Grund-/Stauwassereinfluss in Wurzelzone (Randbedingung)	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele), Gewässer, Gewässerentwicklungskorridor, Auen-Feuchtgebiete/Feuchtlebensräume
Gering	< 10	10	Ganzjährig keine Wassersättigung	Sandige Lockergesteine Flachgründig verwitterte Festgesteine und tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine	Braunerde, Bänderparabraunerde, Podsol, Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina
Sehr gering	0	0			Versiegelte, überbaute Böden

1) bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen Zuordnung in Stufe 3 (50 kg Stickstoff ha⁻¹ a⁻¹), 2) bei Entwässerung von Mooren und Mudden Zuordnung in Stufe 2 (150 kg Stickstoff ha⁻¹ a⁻¹) oder 3 (50 kg Stickstoff ha⁻¹ a⁻¹), 3) z. B. Lias, Untere Kreide und braunkohle- bzw. pyrithaltige Geschiebelehme, 4) Grundwasserstand im Kies, 5) Grundwasserstand im Auenboden.

B. Phosphor: Scholz et al. (2012)

Dieser Ansatz nach Scholz et al. (2012) basiert für die rezente Aue bzw. überflutbare Bereiche entlang der Gewässer auf einer Abschätzung der Sedimentationsneigung und des damit verbundenen Phosphoreintrages mittels hydraulischen Rauigkeitswerten der Landnutzung bzw. Vegetation. Der Grundgedanke dabei ist, dass vor allem die bodenbedeckende Vegetation und deren Rauigkeit entscheidend darüber bestimmt, wie hoch die Retentionsraten ausfallen. Die Bewertung der potenziellen Phosphorretention wird unter der Annahme vorgenommen, dass die Konzentration an Phosphor im Gewässer nicht begrenzend wirkt. Für die hydraulische Rauigkeit der Landnutzungsklassen entsprechend der empirischen hydraulischen Berechnungsformel nach der GAUKLER-MANNING-STRICKLER-Formel (vgl. Preißler & Bollrich, 1985) werden die Werte nach Tab. 19 angesetzt. Daher ermöglicht eine GIS-Analyse die Berechnung einer flächengewichteten mittleren Rauigkeit. Den Phosphor-Retentionsraten liegen dabei die rauigkeitsabhängigen Werte zwischen 0,5 und 5,0 kg ha⁻¹ a⁻¹ (für fünf Rauigkeitsstufen) und die Angaben zur P-Retention in Auengewässern und am Flusssufer nach Scholz et al. (2012) zugrunde. Gleiche oder Ansätze in ähnlicher Höhe nutzen auch Symmank et al. (2020). Der Wert für ein ggf. vorhandenes Gewässersufer wird analog zum Gewässerentwicklungskorridor angesetzt (ohne den Raum des Flusses).

Für die Gewässer selbst (subhydrische Böden) wird keine Phosphorretention angesetzt, da Phosphor hier im Allgemeinen nur zeitweilig einer Retention unterliegt (Adsorption an Sohlsediment, Aufnahme durch Algen und Makrophyten) und regelmäßig wieder remobilisiert wird (vor allem durch Rücklösung und hydraulisch bedingte Verlagerung). Insofern ermöglicht eine GIS-Analyse die Berechnung eines flächengewichteten mittleren Wertes für jeden Raum im Sinne der Ökosystemleistung „Stoffrückhalt durch Böden“. Vor allem, wenn im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen der Waldanteil im Überflutungsbereich von Gewässern steigt, erhöht sich auch der potenzielle Phosphorrückhalt.

Die Analysen werden vorteilhaft mittels Geographischem Informationssystem vorgenommen, da eine Reihe von Fachdaten im Sinne von Geodaten heranzuziehen ist.

Tab. 19: Bestimmung und Bewertung der Ökosystemleistung Retention von Phosphor, Bewertung der potenziellen Rückhalteleistung (Sedimentation), Grundlage: Landnutzung (ergänzt) entsprechend Brunotte et al. (2009), zugeordnete (mittlere) STRICKLER-Beiwerte k_{ST} für überflutete Bereiche sowie abgeschätzte Phosphor-Retentionsraten (berechnet und ergänzt nach Scholz et al. 2012), aus Biota (2021a).

Kennzeichnung der Sedimentationsstufe als Ökosystemleistung	Landnutzung	k_{ST} [m ^{1/3} s ⁻¹]	P-Retentionsraten [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
Sehr hoch	Uferzone oder ggf. vorhandener Gewässerentwicklungskorridor (ohne Gewässer)	-	50,0
Hoch	Wald (außerhalb des Gewässerentwicklungskorridors)	7	5,0
Mittel	Feuchtgebiet	11	4,6
Mäßig	Acker	15	4,2
Mäßig	Siedlung, Industrie, Gewerbe	20	3,7

Kennzeichnung der Sedimentationsstufe als Ökosystemleistung	Landnutzung	$k_{ST} [m^{1/3} s^{-1}]$	P-Retentionsraten $[kg ha^{-1} a^{-1}]$
Mäßig	Grünland	20	3,7
Mäßig	nicht definierte Landnutzung	20	3,7
Gering	Auengewässer	-	3,0
Sehr gering	Vegetationslos	50	0,5

3.3.3 Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)

3.3.3.1 Hintergrund und Maßnahmenwirkung

Wälder

Entsprechend Naturkapital Deutschland - TEEB DE (2012, 2018) bezeichnet biologische Vielfalt „die Vielfalt des Lebens auf unserer Erde. Sie ist die Variabilität lebender Organismen und der von ihnen gebildeten ökologischen Komplexe. Biologische Vielfalt umfasst die folgenden drei Ebenen: Vielfalt an Ökosystemen beziehungsweise Lebensgemeinschaften, Lebensräumen und Landschaften, Artenvielfalt und genetische Vielfalt innerhalb verschiedener Arten.“

Die Ökosystemleistung Habitatbereitstellung bzw. biologische Vielfalt ist somit eine unverzichtbare Grundlage für das Funktionieren und die Regulation von Ökosystemen. Im Zusammenwirken mit vielfältigen natürlichen Prozessen, z. B. Bodenbildung, Wasserkreislauf, bildet diese die Grundlage für viele weitere Ökosystemleistungen. Sie kann somit auch als Art Basisleistung definiert werden, ohne die andere Ökosystemleistungen nicht oder nur eingeschränkt möglich wären (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2018; Podschun et al., 2018; BfN, 2019).

Potenziell neue oder veränderte Umweltbedingungen, die sich z. B. durch den Klimawandel und die damit einhergehenden Folgen (u. a. erhöhter Schädlingsbefall durch Trockenstress) ergeben, haben bei biodiversitätsreichen Waldökosystemen geringere Auswirkungen (BfN 2019). So unterstützt eine hohe Biodiversität generell die Anpassungsfähigkeit (Resilienz) allein dadurch, dass auf Grund der höheren Artenvielfalt potenziell Arten und somit Genotypen vorhanden sind, die künftige Veränderungen eher tolerieren. Zudem bietet die biologische Vielfalt auch einen potenziellen Nutzen an zukünftigem Naturkapital, z. B. in den Bereichen Bionik oder Pharmazie (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2018).

Eine Verbesserung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt“ ist grundsätzlich bei allen der abgeleiteten Maßnahmenkomplexe für Waldrenaturierungsmaßnahmen erwartbar, da alle Maßnahmen absehbar positive Auswirkungen auf Arten und Lebensräume haben.

Moore

Naturnahe, nicht entwässerte Moore sind einzigartige und von ihren standörtlichen Bedingungen extreme Lebensräume, die hochspezialisierte und zumeist seltene Pflanzen- und Tierarten aufweisen (Succow & Joosten, 2001; Joosten et al., 2013; Tiemeyer et al., 2017; Minayeva et al., 2017; Nitsch & Schramek, 2021). Eine Beeinflussung dieser Lebensräume, z. B. durch Entwässerung, führt insbesondere zu einer Verringerung von Pflanzenarten, die in hohem Maße an nasse und sehr feuchte Verhältnisse gebunden sind. Selbst kleine Veränderungen maßgeblicher Moorwasserspiegel können z. B. in Hochmooren erhebliche

Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung und insbesondere auf die primär torfbildenden Sphagnum-Arten haben (Littlewood et al., 2010). Auch durch Entwässerung veränderte hydraulische Eigenschaften des Torfes (Edom, 2001) beeinflussen regelmäßig standörtliche Bedingungen und damit den abiotischen Rahmen für Flora und Fauna.

Eine Verbesserung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt“ ist grundsätzlich bei allen der abgeleiteten Maßnahmenkomplexe für Moorrenaturierungsmaßnahmen erwartbar, da alle Maßnahmen absehbar direkte oder indirekte positive Auswirkungen auf Arten und Lebensräume haben. Potenzielle Zielkonflikte im Naturschutz (Arten-/Biotopschutz auf genutzten Moorstandorten) werden hier bewusst ausgeklammert (vgl. 3.3.6).

3.3.3.2 Methodik (Modellkonzepte)

Wälder

Bezüglich der Methodik wird auf die grundsätzliche Herangehensweise nach Podschun et al. (2018) zurückgegriffen, indem auf verschiedene, aber sich ergänzende Bewertungsebenen gesetzt wird. Bei Podschun et al. (2018) wird bei der Thematik der Fließgewässer und Auen als Grundebene auf die Biotoptypen und als ergänzende Ebene auf wertgebende Merkmale/Kriterien zurückgegriffen.

Zur Bewertung der Habitatqualität des Waldes für Lebensgemeinschaften und Arten bietet es sich an, für die Grundebene die Biotopwerte nach Bundeskompensationsverordnung (BKompV) zu nutzen. Die BKompV dient zur Umsetzung der Eingriffsregelung gemäß der §§ 13 ff. BNatSchG im Zuständigkeitsbereich der Bundesverwaltung und ermöglicht so eine bundeseinheitliche Vorgehensweise, vgl. auch BfN & BMU (2021).

Mit Hilfe der Ansätze der BKompV lassen sich der Ausgangszustand vor Maßnahmen und der Zustand nach Maßnahmendurchführung (nach 30 Jahren) vergleichend bewerten. Die in der BKompV definierten Biotopwerte für die Biotoptypen stehen primär für die Natürlichkeit in Bezug auf wichtige Schutzgüter nach § 2 UVPG: Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser, Klima oder Luft, Landschaftsbild (vgl. § 4 Absatz 3 bzw. Anlage 1 BKompV). Das greift Aspekte der Natürlichkeit bzw. Naturnähe (ahemerob: natürlich bis polyhemerob: naturfern) nach dem Hemerobiesystem von Jalas (1953, 1955) bzw. Sukopp (1972) auf, vgl. hierzu auch Klotz & Kühn (2002). Bei der konkreten Werteinstufung der Biotoptypen nach Biotopwerten gemäß § 5 Absatz 1 bzw. Anlage 2 BKompV wurde zusätzlich auch dem Aspekt der Seltenheit der Biotope Rechnung getragen.

Vorteilhaft ist, dass entsprechend § 9 BKompV auch eine Berücksichtigung der Unterschiedlichkeit im Hinblick auf die vollständige ökologische Funktionsfähigkeit von Biotopen berücksichtigt wird (Regenerationszeit). Für Biotoptypen mit entsprechend langer Entwicklungszeit nach einer Maßnahmenumsetzung ist gemäß Anlage 5 BKompV eine Vergrößerung der Maßnahmenfläche um 25 % erforderlich, um die verzögerte Funktionserfüllung zu berücksichtigen (Timelag-Aufschlag). Die ökologische Wirksamkeit von entsprechenden Maßnahmen in solchen Biotoptypen beträgt dann rechnerisch 80 % im Laufe von 30 Jahren, so dass vereinfacht der Biotopwert des renaturierten Biotops mit dem Faktor 0,8 multipliziert werden kann. Ein Beispiel für eine Entwicklungszeit größer 30 Jahre ist z. B. eine Waldumwandlung durch Unterpflanzung und Entnahme von Forstkulturen. Das würde unter den Maßnahmentyp „Naturnahe Baumartenzusammensetzung (Etablierung standortheimischen und nach Arten naturnah strukturierten Waldes)“ fallen. Bei umfangreicheren Maßnahmen und mehreren

betroffenen Flächen bzw. Biotoptypen sollten die sich daraus ergebenden Einzelansätze anschließend flächengewichtet über die relevante Waldfläche gemittelt werden.

§ 5 Absatz 1 BKompV sieht vor, dass im Einzelfall der Biotoptypenwert um bis zu drei Wertpunkte erhöht werden kann, wenn das Biotop überdurchschnittlich gut ausgeprägt ist, oder um bis zu drei Wertpunkte verringert werden, wenn das Biotop unterdurchschnittlich gut ausgeprägt ist. Hierfür sind als Kriterien explizit Merkmale der abiotischen und der biotischen Ausstattung anzusetzen. Auch dieser Ansatz kann „nachgenutzt“ werden, indem der flächengewichtet ermittelte Biotopwert der relevanten Waldfläche durch Zu-/oder Abschläge auf- oder abgewertet werden kann (im Regelfall gilt das für renaturierte Flächen). Als Faktoren und Werte für die Zu-/Abschläge des Biotopwerts werden vorgesehen:

1. Naturwaldanteil (unbewirtschaftet)

- Unter 4,5 % der Waldfläche: Biotopwert - 0,5
- Rd. 5 % der Waldfläche: Biotopwert + 0,5
- 5 % - 7 % der Waldfläche: Biotopwert + 1
- Erläuterung: Mindestens 5 % Naturwaldfläche sind aktuell bereits die Voraussetzung für eine Förderung beim „klimaangepassten Waldmanagement“. Ein höherer Anteil ist dementsprechend höher zu werten. Ein niedrigerer Anteil als 5 % führt zu einem Abzug.

2. Totholzanteil im Wald (Zielwert $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ entsprechend Müller & Bütler (2010) bzw. Lachat et al. (2019))

- Unterhalb $\emptyset$ des Bundeslandes: Biotopwert - 0,5
- Oberhalb $\emptyset$ des Bundeslandes, aber unter Zielwert: Biotopwert + 0,5
- Erreichen des Zielwerts: Biotopwert + 1
- Erläuterung: Ein hoher Totholzanteil ist besonders wichtig für alle saproxylichen Arten (Alt- und Totholzarten). Ein sachgerechter Schwellenwert liegt nach Müller & Bütler (2010) zwischen $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Das Minimum sollte bei allen Waldtypen nach Lachat et al. (2019) bei $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ liegen. Dieser Wert ist entsprechend Bundeswaldinventur (BWI, 2012) in Deutschland in keinem Bundesland erreicht. Ziel sollte es von daher sein, in den Wäldern mindestens $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ an Totholz bereitzustellen, um für die saproxylichen Arten ein Minimum an Habitaten bereitzustellen.

3. Anteil Biotopbäume > 120 Jahre

- Unterhalb $\emptyset$ des Bundeslandes: - 0,5
- Oberhalb $\emptyset$ des Bundeslandes: + 0,5
- Erläuterung: Die BKompV unterscheidet zwischen jungen (< 30 Jahre), mittleren (30-80 Jahre) und alten Beständen (> 80 Jahre). Diese Altersklassifizierung stellt die Bedeutung alter Biotopbäume nicht ausreichend dar. Da die oberste Stufe der Baumaltersklassen in der Dritten Bundeswaldinventur > 160 Jahre beträgt, sollte dieser Wert als Maßstab zur Bewertung genutzt werden, auch wenn der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik (2023) eine Altersschwelle von > 180 Jahren für alte, naturnahe Laubwälder empfiehlt. Dieser Wert wird dann ins Verhältnis gesetzt zum bundeslandspezifischen Wert nach aktueller BWI. Liegt dieser Anteil darüber, gibt es einen Bonus, liegt er darunter, einen Malus.

4. Weitere wertgebende Merkmale

- Vergabe nur bei repräsentativer Erhebung: + 0,5
- z. B. bewertbare Daten zu wertgebenden und seltenen Vogelarten (vgl. Elsasser et al., 2020a, 2021) oder xylobionten Käfer
- bei nachgewiesenen FFH-LRT: Nachweis von Indikatorarten (vgl. Ssymank et al., 2022)
- Erläuterung: Sofern nachgewiesen werden kann (maximal in den vergangenen 5 Jahren), dass walddtypische, wertgebende und seltene Tier- oder Pflanzenarten, vorkommen, die vor der Maßnahmenumsetzung noch nicht in dem Gebiet vorkamen (Betrachtung des reinen Zugewinns), wird ein Bonus gewährt. Der Bonus wird bei der Bewertung nur einmal gewährt, unabhängig von den potenziell verschiedenen Artnachweisen. Grundsätzlich ist darauf zu achten, dass entsprechende Merkmale und damit Daten möglichst repräsentativ für die zu bewertenden Waldflächen sind.

Die Methodik bzw. die dafür vorgesehenen Arbeitsschritte sind in Abb. 7 schematisch dargestellt. Die ermittelten Wertstufen geben vereinfachend an, welche Bedeutung ein Waldgebiet für die funktionelle und strukturelle Qualität walddtypischer Habitate, Lebensgemeinschaften und Arten besitzt. Ergänzend stellt Tab. 20 die benötigten und zu bestimmenden Parameter dar.

Die Analysen werden wiederum vorteilhaft mittels Geographischem Informationssystem vorgenommen, da eine Reihe von Fachdaten im Sinne von Geodaten heranzuziehen ist.

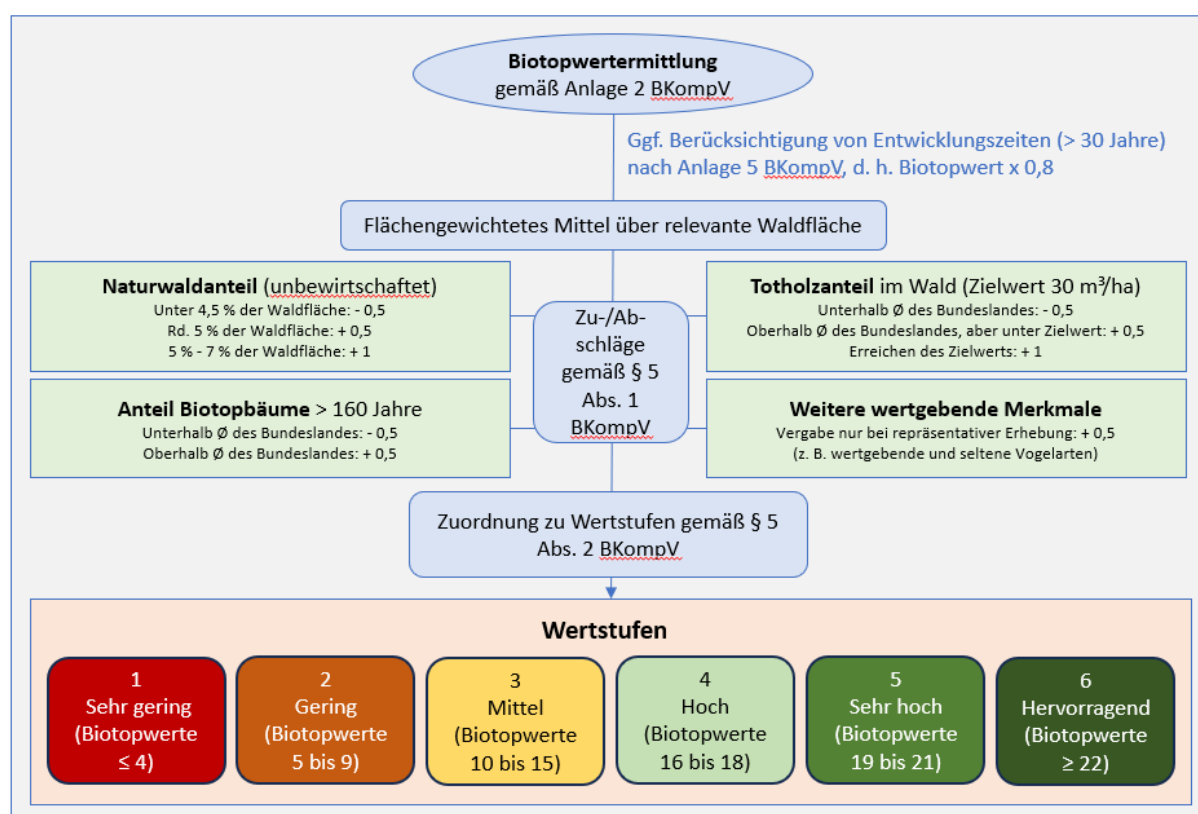


Abb. 7: Methodik zur Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt“ für Wälder bzw. Renaturierungsmaßnahmen in Wäldern (eigene Darstellung).

Tab. 20: Zu bestimmende Parameter für die Methodik.

Parameter	Abk.	Einheit/Skala	Bewertungsgröße	Quelle	Anmerkung
Biotoptypenwert	BT _w	Klassen, ordinal skaliert (1-6)	Biotopwertermittlung nach BKompV, ggf. Berücksichtigung von Entwicklungszeiten (> 30 Jahre) nach Anlage 5 BKompV, d. h. Biotopwert x 0,8, Flächengewichtung der Biotopwerte für die gesamte Waldfläche	Standortkartierung nach BKompV	
Naturwald (unbewirtschaftet)	NW _{unbw}	ha oder % der Gesamtwaldfläche	Anteil an unbewirtschaftetem Wald	BWI und betriebsinterne Daten	Bonus/Malus
Biotopbäume	BB ₁₂₀	ha oder % der Gesamtwaldfläche	Anteil der Biotopbäume > 120 Jahre	BWI und betriebsinterne Daten	Bonus/Malus
Totholz	TH	m ³ /ha	Zielwert 30 m ³ /ha (nach Müller & Bütler (2010))	BWI und betriebsinterne Daten	Bonus/Malus
Wertgebendes Merkmal	Wert _{zusatz}	Nominal	Naturschutzfachlich bedeutsames Merkmal, z. B. Vorkommen wertgebender FFH-Arten (z. B. waldtypische Vogelarten gemäß Elsasser et al. (2020a, 2021))	Projektspezifisch	Bonus bei Nachweis

Moore

Die Methodik zur Erfassung der Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt der Moore erfolgt nach den gleichen Grundansätzen wie für die Waldbereiche. Auch hier bietet es sich an, für die Grundwerte die Biotopwerte nach Bundeskompensationsverordnung (BKompV) zu nutzen. Wertvolle nicht-moortypische Sekundärbiotope als Folge von Moornutzungen können durch die BKompV höher eingestuft sein als moortypische. Dieser Zielkonflikt wird hier aber unberücksichtigt gelassen (vgl. Kapitel 3.3.3.1 und 3.3.6). Für die Zu-/Abschläge des Biotopwerts wird als weiterer Faktor der Zugewinn von Vorkommensnachweisen nach Maßnahmenumsetzung von moortypischen und wertgebenden Pflanzen- und Tierarten berücksichtigt. Hier bietet es sich an, der Methodik nach Tiemeyer et al. (2017) zu folgen.

Grundlage der Bewertung ist der Gefährdungsgrad der nachgewiesenen Art (Flora und/oder Fauna) nach aktueller Roter Liste. Hierbei sollten vorzugsweise die Roten Listen der entsprechenden Bundesländer verwendet werden, ansonsten die bundesweiten Fassungen für die einzelnen Organismengruppen (Tiemeyer et al., 2017).

Die Gefährdungsstufen aus den Roten Listen werden mit folgenden Punktwerten belegt:

- Stark bestandsgefährdete Arten (Kategorien: 0,1 und 2): Biotopwert + 1
- Bestandsgefährdete Arten (Kategorien: 3 und G): Biotopwert + 0,5

- Alle weiteren Kategorien, die nicht bestandsgefährdete Arten abbilden, erhalten keinen Zuschlag auf den Biotopwert

Besonders moortypische Pflanzen- und Tierarten werden mit Zusatzpunkten aufgewertet. Diese Zusatzpunkte werden jeweils für Flora und Fauna getrennt vergeben. Die angewandte Methodik ist allerdings dieselbe. Daneben sollte auch berücksichtigt werden, dass auch in degenerierten Mooren, vor allem bei besonders starker Entwässerung, hoch gefährdete Tierarten vorkommen können, die eher auf moorfremde Standorte angewiesen sind. Bei einem Nachweis bzw. Anstieg der Artnachweise (-häufigkeiten) solcher Arten ist ein Abschlag beim Biotopwert vorzunehmen. Folgende Punktwerte sind bei den Zusatzpunkten anzusetzen:

- Arten, die an torfbildende, torferhaltende oder naturnahe Biotoptypen mit naturnahem Wasserstand gebunden sind, die nur in Mooren vorkommen: Biotopwert + 1
- Arten, die auf Degenerationsstadien naturnaher Moorbioptypen oder in nassen Biotoptypen mit Torfbildnern vorkommen, die nicht an Moore gebunden sind: Biotopwert + 0,5
- Arten, die eher auf trockenen, moorfremden Standorten vorkommen und nicht an Moore gebunden sind: Biotopwert - 1

Die Zu-/Abschläge zum Biotopwert werden nur dann angerechnet, wenn eine repräsentative Erhebung (max. in den vergangenen 5 Jahren) erfolgt ist und angenommen werden kann, dass bei den nachgewiesenen Arten ein Reproduktionsnachweis auf der betrachteten Fläche erfolgt ist.

Damit eingeschätzt werden kann, welche Arten charakteristisch für einen Lebensraumtyp sind, bietet es sich an auf das „Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und der Vogelschutzrichtlinie“ (Ssymank et al., 2022) zurückzugreifen. Hier sind für die Lebensraumtypen des Grünlandes, der Moore, Sümpfe, Quellen, Felsen, Schutthalden, Gletscher sowie Wälder Kennarten und besondere Indikatorarten sowohl bei den Pflanzen als auch bei den Tieren aufgeführt.

In der praktischen Anwendung bedeutet dies, dass beispielsweise bei Nachweis von Indikatorarten des LRT 7110* (Lebende Hochmoore) ein Zusatzpunkt gewährt wird. Bei Nachweisen von Indikatorarten des LRT 6410 (Pfeifengraswiesen) ein halber Zusatzpunkt, da dieser LRT ein Feuchtgrünlandbiotop mit Torfbildnern darstellt, der allerdings nicht an Moore gebunden ist. Die Vergabe der Zu-/Abschläge erfolgt pro möglichem Zusatzpunkt nur einmalig, unabhängig von der Anzahl nachgewiesener Arten oder LRT.

Die Ausführungen zu den nicht in Ssymank et al. (2022) dargestellten LRT (Meere und Küstengewässer, Binnengewässer, Heiden und Gebüsche) sind aktuell noch in Überarbeitung.

Die Methodik bzw. die dafür vorgesehenen Arbeitsschritte sind in Abb. 8 schematisch dargestellt. Die ermittelten Wertstufen geben vereinfachend an, welche Bedeutung ein Mooregebiet für die funktionelle und strukturelle Qualität moortypischer Habitats, Lebensgemeinschaften und Arten besitzt. Ergänzend stellt Tab. 21 die benötigten und zu bestimmenden Parameter dar.

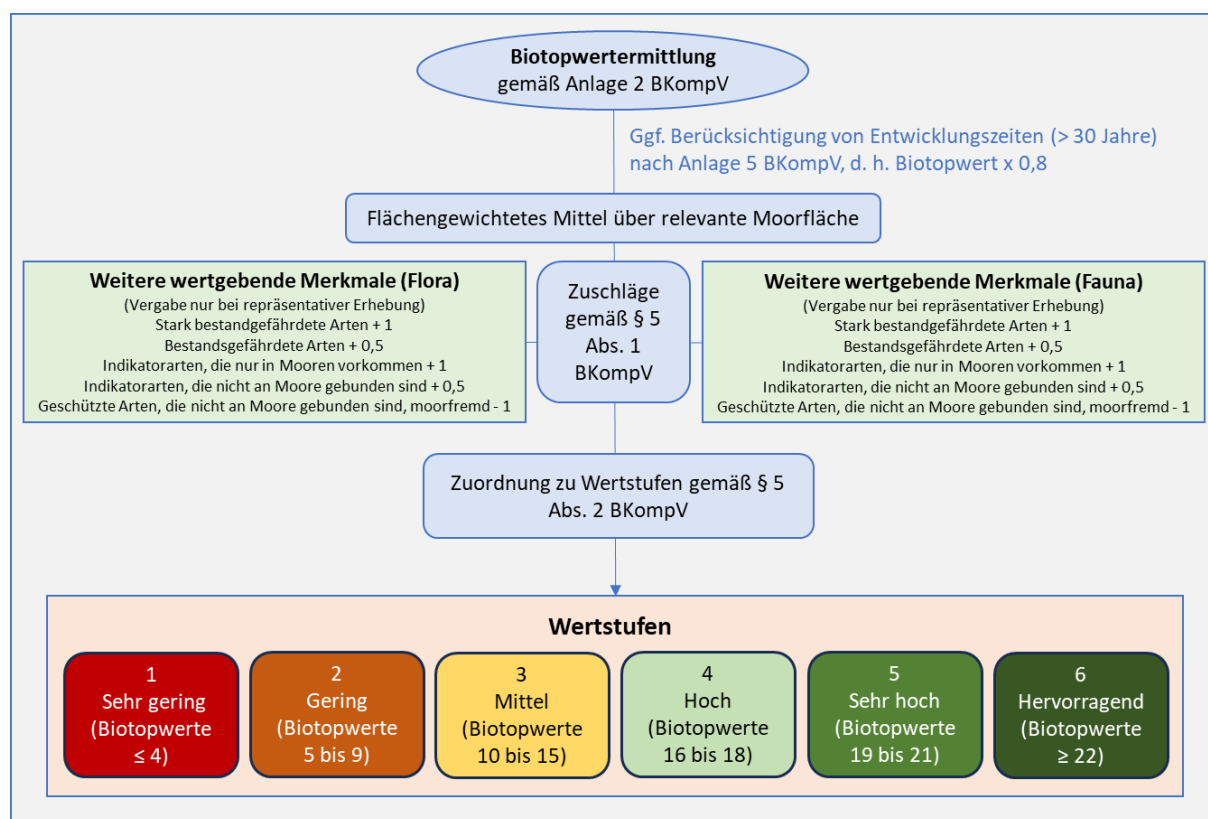


Abb. 8: Methodik zur Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt“ für Moore bzw. Renaturierungsmaßnahmen in Mooren (eigene Darstellung).

Tab. 21: Zu bestimmende Parameter für die Methodik.

Parameter	Abk.	Einheit/Skala	Bewertungsgröße	Quelle	Anmerkung
Biotoptypenwert	BT _w	Klassen, ordinal skaliert (1-6)	Biotopwertermittlung nach BKompV, ggf. Berücksichtigung von Entwicklungszeiten (> 30 Jahre) nach Anlage 5 BKompV, d. h. Biotopwert x 0,8, Flächengewichtung der Biotopwerte für die gesamte Moorfläche	Standortkartierung nach BKompV	
Wertgebendes Merkmal	Wert _{Flora}	Nominal	Naturschutzfachlich bedeutsames Merkmal, z. B. Vorkommen wertgebender FFH-Arten (z. B. moortypische Pflanzenarten), Indikatorarten nach Ssymank et al. 2022	Projektspezifisch	Bonus bei Nachweis/Malus bei Arten, die nicht moortypisch sind
Wertgebendes Merkmal	Wert _{Fauna}	Nominal	Naturschutzfachlich bedeutsames Merkmal, z. B. Vorkommen wertgebender FFH-Arten (z. B. moortypische Vogelarten, Libellen- oder	Projektspezifisch	Bonus bei Nachweis/Malus bei Arten, die nicht

Parameter	Abk.	Einheit/Skala	Bewertungsgröße	Quelle	Anmerkung
			Amphibienarten), Indikatorarten nach Ssymank et al. 2022		moortypisch sind

3.3.4 Abflussregulation (Wasserrückhalt)

3.3.4.1 Hintergrund und Maßnahmenwirkung

Wälder

Eine Verbesserung der Ökosystemleistung „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“ ist grundsätzlich bei allen, aber insbesondere bei der Umsetzung folgender, spezifisch darauf ausgerichteter Maßnahmenkomplexe für Waldrenaturierungsmaßnahmen erwartbar:

- Wasserrückhaltung (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt, sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)
- Hydromorphologisch renaturierte Gewässer und Auen (Naturnahe Prozesse: Hydrologie, Morphologie, standörtliche Bedingungen wie insbesondere Überflutungsregime, Grundwasserregime, Feststoff-/Nährstoffregime)

Entsprechende Maßnahmen würden folgende Vorteile im Sinne verbesserter Ökosystemleistungen erbringen:

- Verbesserung des Bodenwasserhaushalts (mehr Wasserrückhalt, verbesserte Wasserversorgung für die Waldvegetation), insbesondere langsames Ausschöpfen des nutzbaren Bodenwassers im Rahmen der standortörtlichen, nutzbaren Feldkapazität. Diese bildet diejenige Wassermenge, die ein Boden pflanzenverfügbar speichern kann. Das wird bodenphysikalisch/geohydrologisch mit Saugspannungen zwischen den pF-Werten 1,8 und 4,2 verbunden; der pF-Wert ist ein Maß für die Wasserspannung im Boden und ist definiert als $pF = \lg \text{ cm Wassersäule}$ ($\lg$ = dekadischer Logarithmus), vgl. z. B. Dyck & Peschke (1983), Müller et al. (1989). Der pF-Wert gibt damit an, wie stark das Bodenwasser durch Adsorption und Kohäsion an die Bodenpartikel (Bodengefüge) gebunden ist. Oberhalb von pF 4,2 ist das Wasser nicht mehr pflanzenverfügbar, weil es zu fest an die Bodenpartikel gebunden ist.
- Verbesserte/erhöhte Bodenwasserversorgung als standörtliche Voraussetzung für die Photosynthese und das Vegetationswachstum, damit für die Produktivität der Wälder (Holzzuwachs)
- Erhöhte bzw. stabilisierte Evapotranspiration in der Vegetationszeit und insbesondere unter hochsommerlichen Bedingungen als Voraussetzung für eine hohe landschaftliche und standörtliche Kühlleistung
- Erhöhung der Grundwasserneubildung, vor allem in Zeiten geringerer Evapotranspiration der Waldvegetation (im hydrologischen Winterhalbjahr), und damit ein Beitrag zur Erhöhung der Resilienz des Landschaftswasserhaushalts (Unterstützung von Grundwasser-, Feuchtgebietsökosystemen wie insbesondere Mooren, Stützung des landschaftlichen Abflusses in abflussschwachen Zeiten durch verzögerten Grundwasserabfluss etc.)
- Dämpfung der Abflussvorgänge in Bezug auf die hydrologischen Teilprozesse Abflussbildung (geringerer Effektiv-/Direktabfluss, Rückhalt durch Mulden und Senken),

Abflusskonzentration (Vergrößerung der Konzentrationszeit des Landoberflächenabflusses durch verlängerte Wege, Rückhalt durch Mulden und Senken) sowie Durchflussverlauf (Wellenabflachung durch Hochwasserretentionsraum)

Viele Effekte der Ökosystemleistung „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“ wirken sich damit nicht nur auf relevanten Waldflächen aus, sondern wirken entsprechend der jeweiligen hydrologischen Systeme im Hinblick auf Grundwasser und oberirdische Gewässer sowie vor allem auch für räumlich entfernt liegende Feuchtgebiete. Eine Abschätzung der Effekte im Sinne von Ökosystemfunktionen (also Prozessen und Folgen) ist vielfach nicht mit einfachen Ansätzen möglich und würde regelmäßig vor allem aufwendige hydrologische Modellierungen erfordern (insbesondere in Bezug auf Wasserhaushalt, hydrogeologische Modelle, Niederschlags-Abfluss-Modelle). So wird nachfolgend auf solche Prozesse/Funktionen gesetzt, die sich noch vergleichsweise einfach abbilden und bewerten lassen.

Moore

Eine Verbesserung der Ökosystemleistung „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“ ist grundsätzlich bei allen, aber insbesondere bei der Umsetzung folgender, spezifisch darauf ausgerichteter Maßnahmenkomplexe für wasserbezogene Moorrenaturierungsmaßnahmen erwartbar:

- Wasserrückhaltung durch naturbasierte oder technische Maßnahmen (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt (Grabenverschluss, Spundwände, Stauanlagen, Anlage von Dämmen, Rückbau/Verschluss von Dränung etc.)
- Wasserrückhalt durch Einstellung/Modifizierung von Schöpfwerks-/Pumpbetrieb in Poldern (Niedermoore) (Aufgabe oder Veränderung der Entwässerung; damit Anheben der Grundwasserstände)
- Paludikulturen in wiedervernässen oder bewirtschafteten Mooren (Etablierung, Förderung von Paludikulturen wie Schilf, Röhricht, Großseggenriede, Torfmoose, Erlen)
- Moorschonende (extensive) Grünlandnutzung auf Niedermooeren (auf der Grundlage angehobener Wasserstände etablierte Nass-/Feuchtwiesennutzung)
- Entfernen von standortfremden Gehölzbeständen zur Renaturierung entwässerter, bewaldeter Hochmoore (vollständige Entfernung des Holzes)
- Reliefoptimierung (z. B. Planieren) (Gestaltung von Relief (Mikrorelief) zur Optimierung von Grundwasserflurabständen (Niedermoore) und Regenwassersammelbereichen (Hoch-/Zwischenmoore))
- Sonstige hydrologische Maßnahmen (Sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)
- Hydromorphologisch renaturierte Gewässer und Auen (Naturnahe Prozesse: Hydrologie, Morphologie, standörtliche Bedingungen wie insbesondere Überflutungsregime, Grundwasserregime, Feststoff-/Nährstoffregime)

Relevant ist, dass degradierte, entwässerte Moore auf Grund veränderter Infiltrationseigenschaften des Moorbodens, vor allem aber infolge der Entwässerung durch Gräben und/oder Dräne mehr Abfluss bilden und diesen schneller abführen, als ökologisch intakte und hydrologisch funktionsfähige Moore. Tetzlaff et al. (2015) gehen daher von einer Verstärkung von Hochwässern bei entwässerten Mooren aus. Einschränkend ist jedoch zu vermerken, dass das im Regelfall bei geschöpften Moorpoldern nicht der Fall ist. Die Pumpen vermögen stärkere

Abflüsse meist nicht vollständig abzuführen. Polder bzw. geschöpfte Flächen wirken dann erfahrungsgemäß als Rückhaltebereiche und über längere Zeit abflussausgleichend.

Insbesondere Verlandungs- und Talmoore spielen als organisch geprägte Auen eine große Rolle als Retentionsflächen für in den Gewässern ablaufende Hochwasserwellen (z. B. Scholz et al., 2012; Joosten et al., 2013; Mehl et al., 2013 2018a, 2020; Tetzlaff et al. 2015).

3.3.4.2 Methodik (Modellkonzepte)

Es kann die Zunahme von flächenbezogenem Wasserrückhalt durch die Versperrung von Abflusswegen, die Anlage von Sickermulden oder (isolierten) Binnengräben und die Schaffung von Senken zum Rückhalt gewertet werden. Bewertbar wäre die Zunahme von Rückhalteraum als Volumenwert, entweder über den Vergleich digitaler Geländemodelle (vorher-nachher), aus technischen Planungen bzw. technisch-konzeptionellen Abschätzungen oder ggf. auch aus Vermessungsdaten. Das Vorgehen entspräche in Teilen der Vorgehensweise für den urbanen Raum bei Mehl et al. (2018b).

Im Einflussbereich von Gewässern kann als weitere Methode der regulative Beitrag hydromorphologisch renaturierter Gewässer und Auen bewertet werden, indem der Vorteil für die Hochwasserregulation bzw. den Hochwasserrückhalt bewertet wird. Dieser kann vereinfacht als „reiner Raumgewinn“ angesehen werden. Dieser Raum kann Wasser fassen bzw. zwischenspeichern und trägt damit zum Rückhalt bei, was auch durch technische Hochwasserschutzmaßnahmen in gleicher Weise nachempfunden wird (Hochwasserrückhaltebecken, ungesteuerte oder ggf. gesteuerte Polder). Durch Gewässer- und Auenrenaturierung kann damit natürlicher Rückhalteraum wiedergewonnen werden.

Als Indikator wird hier das Verhältnis des Hochwasservolumens der rezenten zu demjenigen der morphologischen Aue nach Mehl et al. 2018a, Podschun et al. (2018) bzw. Mehl et al. (2020) genutzt (vgl. ähnlichen Ansatz bei Gleason & Labhan, 2008). Als wesentliche Datengrundlage für alle Berechnungen wird auf das digitale Geländemodell zurückgegriffen. In der rezenten Aue ergibt sich der Raum über die Differenzen des digitalen Geländemodells der Höhe (H) der ggf. vorhandenen Deiche und Dämme (Kronenhöhe) und der Höhe bei mittlerem Wasserstand sowie der Länge des Auensegments (Abb. 9). In der morphologischen Aue wird die Grenze der morphologischen Aue pragmatisch als Höhendatensatz interpretiert.

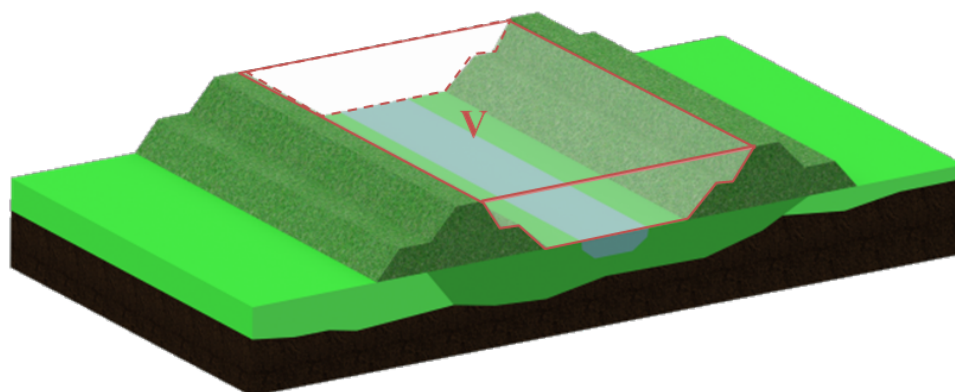


Abb. 9: Volumenbestimmung in der rezenten Aue, aus: Mehl et al. (2018a).

Auch wenn ggf. vor einer Renaturierung keine expliziten technischen Hochwasserschutzmaßnahmen relevant waren, ist es doch häufig so, dass durch entsprechende Maßnahmen räumliche Vorteile für den Hochwasserrückhalt erreicht werden. Die Methodik ermöglicht auch in solchen Fällen dahingehende Vorher-Nachher-Vergleiche.

Die Anwendung dieser Methodik kann sowohl für Wälder als auch für Moore erfolgen.

3.3.5 Ästhetik, Erholungsfunktion

3.3.5.1 Hintergrund und Maßnahmenwirkung

Wälder

Gemäß § 1 Absatz 1 Nr. 3 BNatSchG sind Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft explizit Schutzgegenstand. Der Begriff „Landschaftsbild“ selbst taucht aber im Gesetzestext des BNatSchG nicht auf (Roth & Bruns 2016), wird aber entsprechend UVPG mindestens im Hinblick auf die Kriterien Vielfalt, Eigenart und Schönheit bewertet.

Eine Verbesserung der Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ kann prinzipiell mit allen oben abgeleiteten Maßnahmentypen zur Renaturierung von Wäldern erreicht werden. Der Aufenthalt im Wald kann in besonderer Weise die physische und psychische Gesundheit steigern, wenn beispielsweise Stress abgebaut und besondere Naturerlebnisse gemacht werden. Der Wald führt zu interessanten Landschaftsbildern, bietet Schatten und Kühlung infolge hoher Evapotranspirationsleistung, er produziert Sauerstoff und er beruhigt durch das Grün die Psyche. Aus letzterem Grund spielt der Wald in der Gesundheitswirtschaft eine große Rolle. So gibt es z. B. nach den Landeswaldgesetzen rechtliche Bestimmungen zu den Merkmalen von Erholungs-, Kur- oder Heilwäldern (siehe z. B. diesbezügliche Anerkennungs Voraussetzung in § 22 LWaldG M-V) und sogar eine „Internationale Zertifizierungsstelle Heilwald“ (Healing forest certification o.J.)

Zudem eignet sich der Wald für einige Sportarten und Bewegungsformen besonders gut bzw. ist teilweise sogar Voraussetzung für deren Ausübung. Insbesondere sind dies Spazierengehen, Wandern und Radfahren (z. B. Radwandern, Mountainbikesport). Wenn Wald an Bades Gewässer grenzt, dann spielt der Wald häufig eine sehr förderliche Rolle für die Aufenthaltsqualität in der Badesaison in Bezug auf die bereits o. g. Faktoren.

Hampicke & Schäfer (2021) unterscheiden beim Nutzen des Waldes daher drei zentrale Komponenten:

1. der Wald ist Erholungsgebiet für die heimische Bevölkerung, insbesondere in siedlungsnaher Lage,
2. er bildet in Kombination mit anderen Landschaftselementen wie insbesondere Gewässern und artenreichem Offenland attraktive Landschaften für den Tourismus und
3. er verleiht angrenzenden Landschaftselementen einen dahingehend besonderen Wert, d. h. seine Attraktivität verstärkt diejenige anderer Landschaftsbestandteile.

Elsasser et al. (2020a) halten im Hinblick auf die Erholungsleistungen zudem zwei Unterscheidungen für hilfreich:

- die Unterscheidung zwischen Erholungsformen, die durch das allgemeine Betretungsrecht in § 14 BWaldG gedeckt sind und anderen nicht gedeckten Erholungsformen, sowie

- die Unterscheidung zwischen Alltags- und Urlaubserholung, wobei sich die Autoren für ein bundesweites Honorierungssystem nur auf die Alltagserholung fokussieren, weil Urlaubserholung schwerpunktmäßig auf bestimmte Regionen begrenzt ist.

Moore

Moore weisen ebenso wie Wälder eine hohe Bedeutung für die landschaftsgebundene Erholung auf. Naturnahe Moore eignen sich hervorragend für Wanderungen, Spaziergänge und aufgrund ihrer einzigartigen Flora und Fauna insbesondere für Naturbeobachtungen und -fotografie. Daneben bieten Moorlandschaften den Besuchern die Möglichkeit zur Ruhe und Entspannung. Die Nutzung der Moore erfolgt zumeist durch die lokale Bevölkerung. Über diverse touristische Maßnahmen, wie z. B. Moorstege, Moorerlebnispfade mit Schautafeln etc. werden naturnahe Moore auch überregional für Besucher attraktiv (Tiemeyer et al., 2017). Die damit verbundenen Möglichkeiten der Umweltbildung und der Integration im Rahmen touristischer Vernetzung stellen auch eine Teilzielstellung einer integrierten ländlichen Entwicklung dar (Mehl et al., 2011).

Eine Verbesserung der Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ kann prinzipiell mit allen oben abgeleiteten Maßnahmentypen zur Renaturierung von Mooren erreicht werden. Allerdings ist das Ziel einer Moorrenaturierung nicht erstrangig darauf ausgerichtet, die Moore für Naherholung oder Tourismus zu erschließen. Insofern kann es auch zu einem „trade-off“ bei dieser Ökosystemleistung infolge einer Renaturierung kommen, wenn z. B. eine ursprüngliche Begehrbarkeit eines Moores nach einer Renaturierung nicht mehr gegeben ist. Ein Nutzenvorteil im Hinblick auf die Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ ist demnach vor allem dort gegeben, wo neben einer Renaturierung eines Moores aktiv und gezielt nach Varianten einer touristischen bzw. Naherholungserschließung gesetzt wird. Dies impliziert, dass entsprechende Begleitmaßnahmen auch eine große Rolle bei der Frage der Akzeptanz von Moorrenaturierung in der Bevölkerung spielen.

3.3.5.2 Methodik (Modellkonzepte)

Bundesweit wird die Waldfunktionenkartierung (WFK) durch die Forstverwaltung angewandt (vgl. Projektgruppe Waldfunktionenkartierung der AG Forsteinrichtung, 2015). Die WFK zielt u. a. auf die Ausweisung von Wald mit besonderer Erholungsfunktion ab: „Wald mit besonderer Erholungsfunktion dient der Erholung im medizinischen Sinne, der naturbezogenen Freizeitgestaltung und dem Naturerlebnis seiner Besucher. Seine Anziehungskraft beruht im Wesentlichen auf der besonderen Naturausstattung, dem Erlebniswert, der Erreichbarkeit sowie dem Vorhandensein von Erholungseinrichtungen“ (Staatsbetrieb Sachsen, 2010).

Insofern kann es ein methodischer Ansatz sein, Vergleiche zur Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ infolge von Renaturierungsmaßnahmen mittels des zeitlichen Vergleichs von diesbezüglichen WFK-Einstufungen durchzuführen. Immerhin werden seit über 40 Jahren die besonderen Schutz- und Erholungsfunktionen der Wälder erfasst und geplant. „Bei der Waldfunktionenkartierung werden alle diejenigen Waldflächen mit der Funktion "Erholung" erfasst, die wegen einer auffallenden Inanspruchnahme durch Erholungssuchende eine besondere Bedeutung für die Erholung der Bevölkerung haben oder die auf Grundlage der Landeswaldgesetze zu Erholungswald erklärt wurden.“ (Projektgruppe Waldfunktionenkartierung der AG Forsteinrichtung, 2015). Insofern bilden die Kartier- bzw. Bewertungsergebnisse der WFK grundsätzlich eine profunde Grundlage arealer Analysen zur Bedeutung der Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“.

Alternativ könnte auch auf eine Erfassung des Anteils naturnaher Waldflächen im Sinne der für die Erholung besonders attraktiven Räume ausgewichen werden. Hierzu ständen bei einer zur Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt“ erfolgten Biotopwertermittlung nach BKompV bereits die benötigten Informationen in hoher Qualität zur Verfügung (vgl. Kapitel 3.3.3.2). Als naturnahe Waldflächen sollten danach solche Waldbereiche angesehen werden, die mindestens 16 Biotopwertpunkte entsprechend Abb. 7 in Kapitel 3.3.3.2 erreichen, also Biotope der Wertstufen hoch, sehr hoch und hervorragend.

Beide Ansätze sind aber aus zwei Gründen häufig doch nicht anwendbar:

- Fall 1: Es gibt keine Daten der Waldfunktionenkartierung (WFK) für den Zeitraum vor einer Renaturierung und es lässt sich mangels Detailwissen auch im Nachgang nicht mehr eine adäquate Einschätzung zum Ausgangszustand ableiten.
- Fall 2: Die Biotopwertermittlung nach BKompV zeigt im Vergleich von Ausgangszustand und Zustand nach einer Renaturierung insgesamt und „formell“ eine Verschlechterung an.

Da auch die größte Anziehungskraft für den Menschen im Sinne eines attraktiven Landschaftsbildes häufig eben nicht der natürliche oder sehr naturnahe Wald an sich bildet, sondern eher Kombinationen mit anderen Landschaftsbestandteilen (insbesondere Bäche, Flüsse, Seen, morphologische Elemente wie Berge, Hügel, Täler, sichtfreie Ebenen usw.) ist es ohnehin schwer, die Ökosystemleistung „Ästhetik und Erholungsfunktion“ nur auf die Naturausstattung zu beziehen. So zeigen Planteur et al. (2024) mit ihrer neurophysiologischen Studie, dass probandenübergreifend Szenen von grünen Wäldern mit gemischten Laubwäldern oder Fichtenwäldern bei offenem Landschaftsbild erholungsfördernd wirkten.

Sinnvoller erscheint daher, Erreichbarkeit, Erlebniswert, sowie Vorhandensein von Erholungseinrichtungen im Wald sowie in funktionaler Einheit mit dem Umland in den Vordergrund zu rücken. Zudem sprechen dahingehend hohe Bewertungen grundsätzlich auch für die Attraktivität bzw. Ästhetik des Waldes inklusive des Umlands, denn wer würde Wege bauen, Erlebnisbereiche, spezifische Erholungseinrichtungen und dergleichen schaffen, wenn die grundsätzliche Attraktivität des Waldes nicht gegeben wäre?

Vorgeschlagen wird daher eine einfache, qualitative Einstufung nach Wertstufen (im Sinne von Bewertungspunkten) für den Vorher-Nachher-Vergleich entsprechend Tab. 22. Hierfür müssen für die einzelnen Vorhaben vorhandene Informationen sachgerecht interpretiert werden und es muss eine Zuordnung vorgenommen werden. Die Bewertungspunkte sollten für den Vergleich schlicht aufsummiert werden.

Analysen bei vorhandenen raumbezogenen Daten für den Zustand vor Renaturierungsmaßnahmen sowie danach (möglichst nach 30 Jahren) können wiederum vorteilhaft mittels Geographischem Informationssystem vorgenommen werden.

Ein mit den Wäldern direkt vergleichbarer Ansatz kann auch für die Moore abgeleitet und angewandt werden (Tab. 23).

Tab. 22: Vorschlag für ein einfaches, qualitatives Bewertungsverfahren der Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ für Wälder inklusive funktional verflochtenem Umland für drei Hauptkriterien; Zahlen = Bewertungspunkte, die für Wertstufen stehen.

Kriterium	Erreichbarkeit	Erlebniswert, Bildungseinrichtungen	Erholungseinrichtungen
Erläuterung	Qualität und Anbindung des Wegenetzes, Vorhandensein von Parkplätzen, Anbindung an öffentlichen Personen(nah)verkehr, Erreichbarkeit von Erlebniseinrichtungen, Umfang an Möglichkeiten der individuellen Mobilität im Wald/Umland (zu Fuß, per Fahrrad, per Rollstuhl, per Pferd etc.)	Vorhandensein und Qualität von erlebnisreichen bzw. -fördernden Landschaftsbestandteilen, Infrastruktureinrichtungen und/oder von Einrichtungen der Umweltbildung/-erziehung (z. B. Schautafeln, thematische Kinderspielplätze, Hängebrücken, Aussichtsplattformen, Erlebnispfade, ggf. Museen, Ausstellungen usw.)	Vorhandensein und Qualität von Erholungseinrichtungen (z. B. Bänke, Badestellen, Liegewiesen, Rasthütten, Grillplätze, ggf. Gaststätten usw.)
Wertstufe: hoch	3	3	3
Wertstufe: mittel	2	2	2
Wertstufe: gering	1	1	1
Wertstufe: nicht vorhanden/nicht gegeben	0	0	0

Tab. 23: Vorschlag für ein einfaches, qualitatives Bewertungsverfahren der Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ für Moore inklusive funktional verflochtenem Umland für drei Hauptkriterien; Zahlen = Bewertungspunkte, die für Wertstufen stehen.

Kriterium	Erreichbarkeit	Erlebniswert, Bildungseinrichtungen	Erholungseinrichtungen
Erläuterung	Qualität und Anbindung des Wegenetzes, Vorhandensein von Parkplätzen, Anbindung an öffentlichen Personen(nah)verkehr, Erreichbarkeit von Erlebniseinrichtungen, Umfang an Möglichkeiten der individuellen Mobilität im Moor/Umland (zu Fuß, per Fahrrad, per Rollstuhl etc.)	Vorhandensein und Qualität von erlebnisreichen bzw. -fördernden Landschaftsbestandteilen, Infrastruktureinrichtungen und/oder von Einrichtungen der Umweltbildung/-erziehung (z. B. Schautafeln, thematische Kinderspielplätze, Aussichtsplattformen, Erlebnispfade, ggf. Museen, Ausstellungen usw.)	Vorhandensein und Qualität von Erholungseinrichtungen (z. B. Bänke usw.)

Kriterium	Erreichbarkeit	Erlebniswert, Bildungseinrichtungen	Erholungseinrichtungen
Wertstufe: hoch	3	3	3
Wertstufe: mittel	2	2	2
Wertstufe: gering	1	1	1
Wertstufe: nicht vorhanden/ nicht gegeben	0	0	0

3.3.6 Methodenkritik

Mit den oben vorgestellten Methoden zur Messung bzw. Modellierung von Ökosystemfunktionen als Grundlage einer Bewertung von Ökosystemleistungen für Wälder und Moore werden insbesondere folgende Zielstellungen verfolgt:

- Hinreichende Abbildbarkeit von Ökosystemleistungs-Veränderungen infolge der Renaturierung von Wäldern und Mooren durch „passende“ Ökosystemfunktionen und geeignete Mess-/Modellierungsmethoden
- Berücksichtigung der grundsätzlich geringen Verfügbarkeit qualitativ hochwertiger Daten (auch im Sinne eines Vorher-/Nachher-Vergleichs), d. h. meistens Abstellen auf Ansätze, die auf leicht zugänglichen bzw. üblicherweise verfügbaren Daten basieren
- Einfache Handhabbarkeit bzw. gute Praktikabilität in der Anwendung der Methoden
- Gewährleistung von Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse

Insofern bestehen in dem Ansatz auch Schwächen bzw. Reserven für die Weiterentwicklung. Dies soll kritisch wie folgt diskutiert werden:

Ökosystemleistung Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)

Grundsätzlich wäre für Wälder die Differenz aus Holzzuwachs und Holznutzung im Sinne einer Zunahme des Holzvorrates („Kohlenstoffsénke“), vgl. z. B. Hampicke & Schäfer (2021), als THG-Bewertungsmaßstab zu diskutieren (vgl. auch BMUV, 2021). Allerdings ist eine stark flächendifferenzierte Betrachtung, wie sie bei Renaturierungsmaßnahmen erforderlich wäre, auf Grund der vielen Unbekannten (Variablen) für vorausschauende Betrachtungen mit hohen Unsicherheiten behaftet (s. u.). Auf kleinmaßstäbigen Raumebenen mit einem hohen Ausgleich gegenläufiger Tendenzen kann dies dagegen eher gelingen (vgl. z. B. Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen der Landesforstanstalt Mecklenburg-Vorpommern durch Hampicke & Schäfer, 2021).

Die für Wälder verwendete Methodik greift daher auf den Ansatz nach Elsasser et al. (2020b) zurück. In der Fachwelt wird jedoch auch kritisch diskutiert, dass Treibhausgasbilanzen für Wälder häufig von statischen Ansätzen ausgehen, während in der Realität der Wald als dynamisches System mit dem Heranwachsen des Waldes und gleichzeitig Abbau von Biomasse interpretiert werden muss (z. B. WBW, 2023). Außerdem bestehen durch Klimawandelfolgen

(hydrometeorologische und hydrologische Extreme), Insektenkalamitäten sowie Baumkrankheiten (insbesondere Pilzbefall) sehr hohe Unsicherheiten beim Kohlenstoffhaushalt über größere Zeiträume, was ebenfalls belastbare Prognosen stark erschwert. Insofern sind alle diesbezüglichen Schätzungen oder Modellierungen für zukünftige Waldentwicklungen und damit verbundene Ökosystemleistungen mit hohen Unsicherheiten behaftet.

Auch die Frage einer möglichen Maximierung der Ökosystemleistungen ist kritisch zu sehen. So thematisieren Elsasser et al. (2020b) bereits selbst die vielen möglichen Konflikte mit anderen Ökosystemleistungen. Insbesondere mit Blick auf die Ökosystemleistungen Klimaschutz und Biodiversität/Habitatbereitstellung können Konflikte entstehen, wenn eine Maximierung des Bruttokohlenstoffzuwachses tatsächlich waldbaulich umgesetzt würde (z. B. als Anreiz, die Umtriebszeit an der Zuwachsleistung auszurichten, also eine Überalterung von Beständen zu vermeiden). Altbäume sind aber wesentliche Voraussetzung für eine hohe Biodiversität in Wäldern. BMUV (2021b) warnt auch daher vor einer Trennung der Honorierung von Klimaschutzleistung und Biodiversitätsleistung des Waldes. Nur die „integrierte Honorierung von Wald-Ökosystemleistungen hat dagegen das Potenzial, bestehende Zielkonflikte zu vermindern und stattdessen Synergien zu schaffen.“ (BMUV 2021b).

Bei den für Moore angewandten Methoden a) GEST-Methodik nach Couwenberg et al. (2008) sowie b) Schätzfunktionen nach Tiemeyer et al. (2020) handelt es sich um bewährte, abschätzende Ansätze, auch wenn daten-/methodenbedingt die NO₂-Emissionen nicht mit abgebildet werden können.

Ökosystemleistung Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)

Beide gewählten Ansätze, d. h. Gäth et al. (1999) bzw. Scholz et al. (2012) für Stickstoff und Scholz et al. (2012) für Phosphor, sind Methoden einer Potenzialabschätzung. Die reale Wirksamkeit von Renaturierung ist in der Realität stark von der tatsächlichen Qualität des Oberflächen- und/oder des Grundwassers abhängig, aber auch vom jeweils herrschenden hydrologischen Regime. Insofern sind zum einen erhebliche Unsicherheiten zu konstatieren, andererseits zeigen Monitoringwerte aber auch immer wieder, dass die Stickstoff- und Phosphorrückhaltung durch Feucht- und Überschwemmungsgebiete vielfach deutlich höher liegt als die Werte nach den o. g. Ansätzen (z. B. Mehl et al. 2017). Insofern sind die Ansätze eher als unterschätzend bzw. konservativ im Hinblick auf die Ökosystemleistungen einzustufen.

Ökosystemleistung Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)

Für diese Ökosystemleistung wird bei den Wäldern auf die Methodik nach Podschun et al. (2018) zurückgegriffen und zur Bewertung der Habitatqualität die Grundebene der Biotopwerte nach Bundeskompensationsverordnung (BKompV) genutzt. Auch bei den Mooren wird grundlegend auf die Biotopwerte nach BKompV gesetzt.

Die BKompV hat die methodischen Vorteile, dass für jedes Biotop ein Wert vorgegeben wird und dass je nach Ausprägung Zu- und Abschläge möglich sind. Bei den Wäldern wird das durch folgende Zusatzfaktoren abgebildet: Naturwaldanteil (unbewirtschaftet), Totholzanteil im Wald, Anteil Biotopbäume > 120 Jahre, weitere wertgebende Merkmale (z. B. Vorkommen wertgebender Vogelarten).

Bei den Mooren wird der Methodik nach Tiemeyer et al. (2017) gefolgt, wonach ergänzend eine Bewertung nach dem Gefährdungsgrad der nachgewiesenen Art (Flora und/oder Fauna) nach aktueller Roter Liste vorgenommen wird. Besonders moortypische Pflanzen- und Tierarten erhalten Bonuspunkte.

Die Schwäche der BKompV im Hinblick auf eine „Wertermittlung“ nach eher „klassisch“ naturschutzfachlicher Ausrichtung, also keine durchgängige Orientierung im Sinne ökologisch funktionsfähiger, naturnaher Wälder und Moore, kann mit den Bonus-/Malusverfahren etwas abgemildert werden, bleibt aber grundsätzlich bestehen.

Ökosystemleistung Abflussregulation (Wasserrückhalt)

Die für Wälder und Moore gleichermaßen genutzte Methodik ist robust, setzt aber auf relativ einfache Kennwerte im Sinne von „Raumgewinn“ für den Wasserrückhalt.

Sollten bessere Daten und insbesondere hydrologische Modelle verfügbar sein, insbesondere Wasserhaushaltsmodelle, Niederschlags-Abfluss-Modelle, Wasserspiegellagenmodelle, Grundwassermodelle etc., und ein Vorher-Nachher-Vergleich durchführbar sein, dann sollten diese Daten adäquat verwendet und interpretiert werden.

So könnten u. a. folgende Abschätzungen (ggf. sogar zeitvariant) ermöglicht werden:

- Veränderungen im Bodenwasserhaushalt
- Veränderungen der Evapotranspiration
- Veränderungen in der Grundwasserneubildung
- Zwischenspeicherung von Wasser an der Oberfläche
- Reduktion von Abflussgeschwindigkeiten (im Sinne von Wellenabflachung)

Ökosystemleistung Ästhetik, Erholungsfunktion

Die für Wälder und für Moore angewandte Methodik setzt auf die Kriterien Erreichbarkeit, Erlebniswert, sowie Vorhandensein von Erholungseinrichtungen im Wald sowie in funktionaler Einheit mit dem Umland und dabei einheitlich auf eine vergleichsweise einfache, qualitative Abschätzung. Das liegt daran, dass vor allem bei Mooren, aber auch bei Wäldern infolge von Renaturierung nicht zwangsläufig auch eine Erhöhung der Ökosystemleistung gegeben ist. Gerade die Bedeutung landschaftsästhetischer Qualität (z. B. Hermes et al., 2023), obschon im „Erlebniswert“ mitabgebildet, wird im Vergleich vor/nach einer Renaturierung insgesamt als weniger bedeutsam angesehen.

So kann es z. B. nach einer Moorrenaturierung zu einem „trade-off“ bei der Ökosystemleistung kommen, wenn auf Grund der Vernässung beispielsweise die ursprüngliche Begehrbarkeit des Moores nicht mehr gegeben ist. Ein Nutzenvorteil im Hinblick auf die „Ästhetik und Erholungsfunktion“ ergibt sich demnach vor allem dort, wo neben der Renaturierung gezielt touristische oder Naherholungsmaßnahmen (auch im Sinne der Umweltbildung) umgesetzt werden. Dies betont zugleich die Bedeutung von begleitenden infrastrukturellen Maßnahmen für die Akzeptanz der Moorrenaturierung in der Bevölkerung.

3.4 Anwendung der Messung bzw. Modellierung der Ökosystemleistungen auf ausgewählte Fallbeispiele

3.4.1 Hintergrund und Vorgehensweise zur Auswahl der Renaturierungsfallbeispiele

Mit der Hilfe von konkreten Fallbeispielen soll eine Bewertung der in Kapitel 3.3 im Hinblick auf die Methodik beschriebenen Ökosystemleistungen erfolgen, um den Nettonutzen der Renaturierungen beispielhaft ermitteln zu können. Den Ablaufalgorithmus zur Anwendung der Fallbeispiele und -konstellationen zeigt Abb. 10.

Für die Auswahl der Fallbeispiele wurden vor allem folgende Kriterien berücksichtigt:

- Möglichst gegebene Repräsentativität (geographisch, Art/Umfang/Intensität der vorherigen Degradierungen, Bestockungsart bei Wäldern, Maßnahmentypen)
- Möglichst ein auf Ursache-Wirkungs-Ketten ausgerichtetes, projektbegleitendes Monitoring
- Möglichst bereits seit geraumer Zeit erfolgte Umsetzungen und entsprechend langjährige und die Prozesse gut/hinreichend widerspiegelnde Monitoringdaten, die möglichst auch verfügbar sein müssen

Da in der Praxis nicht bei allen im Folgenden vorgestellten Beispielen hinreichende Monitoringdaten vorliegen, wurde ggf. auf expertengestützte Prognosen zurückgegriffen.

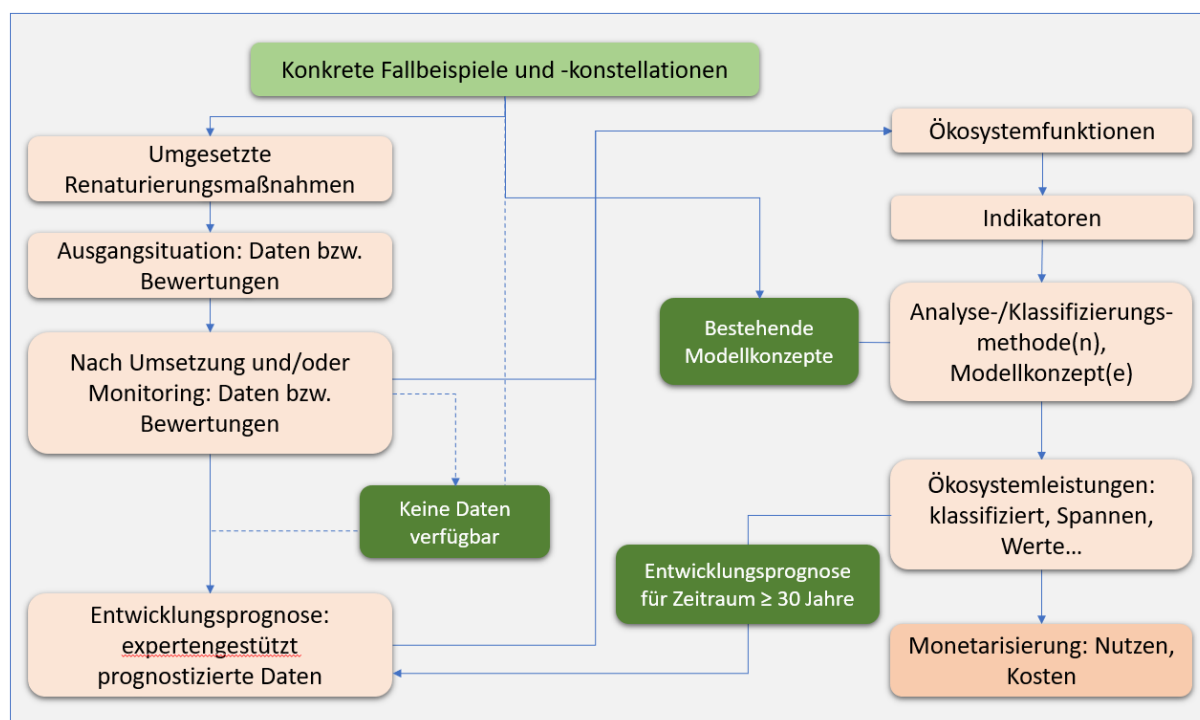


Abb. 10: Grundsätzlicher methodischer Ablauf zur Anwendung von Fallbeispielen und -konstellationen.

3.4.2 Fallbeispiel Klädener Norden

3.4.2.1 Projektbeschreibung

Der „Klädener Norden“ ist ein Waldmoor in Mecklenburg-Vorpommern, welches sich ca. 8 km nordwestlich von Goldberg im Landkreis Ludwigslust-Parchim befindet (Abb. 11). Das Gebiet weist eine Flächengröße von 230 ha auf und stellt einen Waldmoorkomplex mit dominierenden Kiefern- und Buchenbeständen dar, in denen sich 8 Moore mit unterschiedlichen Flächengrößen befinden. Insgesamt weisen die Moore eine Größe von etwa 30 ha auf.

Das Gebiet befindet sich innerhalb des Landschaftsschutzgebietes „Dobbertiner Seenlandschaft und mittleres Mildenitztal“. Daneben befindet sich das Gebiet vollständig im Vogelschutzgebiet „Nossentiner/Schwinzer Heide“ (DE 2339-402) und teilweise im FFH-Gebiet 304 „Mildenitztal mit Zuflüssen und verbundenen Seen“ (DE 2338-304) (Biota, 2016, 2018 & 2019).



Abb. 11: Lage des Klädener Norden innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.

Von 2016 bis 2019 erfolgte die Planung und Durchführung des Moorrevitalisierungsprojektes „Klädener Norden“ mit dem Ziel, die Natura 2000-Gebiete zu erhalten und zu verbessern. Daneben sollten die gesetzlich geschützten Biotop einschließlich der lebensraumtypischen Biodiversität erhalten werden. Die Ziele sollten dadurch erreicht werden, dass in den bislang über ein Grabennetz entwässerten Flächen dauerhaft flurgleiche bis flurnahe Wasserstände in den Moorbereichen umgesetzt werden. Somit sollte sichergestellt werden, dass i. d. R. der hohe Winterabfluss möglichst lange im Gebiet gehalten werden kann. Eine Beeinträchtigung des Waldes im Hinblick auf dauerhafte Bestockungsverluste durch den Wasserrückhalt sollte zugleich aber vermieden werden (Biota, 2016 & 2018).

Zur Verbesserung des Wasserrückhaltes in der Fläche wurden jeweils an den Ausläufen der Moorflächen folgende Maßnahmen durchgeführt (Biota, 2019):

- Grabenverschluss nach der Zuger Methode (vollständige Grabenverfüllung mittels Holzspäne/Sägemehl) auf ca. 130 m
- Grabenverschluss als Holzbohlenreihe mit ober- und unterwasserseitiger Anschüttung an acht Stellen
- Staubauwerk als Doppelpfahlreihe mit Dichtungskern aus Lehm-Gesteins-Gemisch und ober- und unterwasserseitiger Anschüttung an drei Stellen
- Furt mit beidseitiger Pfahlreihe mit Dichtungskern an zwei Stellen
- Errichtung von drei Grundwasserpegeln (Pegellohr mit Datensammler und Pegellatte)

Für die Berechnung des Nettonutzens der Renaturierung konnten dementsprechend folgende Maßnahmenkomplexe (Abschnitt 3.2) identifiziert werden, die für das Projektgebiet in Ansatz kommen:

Wälder:

- Wasserrückhaltung (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt, sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)

Moore:

- Wasserrückhaltung durch naturbasierte oder technische Maßnahmen (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt (Grabenverschluss, Spundwände, Stauanlagen, Anlage von Dämmen, Rückbau/Verschluss von Dränung etc.)

3.4.2.2 Betrachtete Ökosystemleistungen

Anhand der aus den Studien/Planungen vorliegenden Grundwasserflurabstandskarten konnten die Ökosystemleistungen:

- „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“
- „Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“ und
- „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“

im Ausgangs- und Zielzustand quantifiziert werden.

3.4.2.3 Ergebnisdarstellung

„Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“

Bezüglich der Ökosystemleistung „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“ wurde auf die Methodik nach Tiemeyer et al. (2020) zurückgegriffen, da die Renaturierung der Waldmoore nicht zu einem Nutzungswechsel, sehr wohl aber zu geringeren Grundwasserflurabständen geführt hat.

Für die Bestimmung des Treibhausgasrückhalts wurden die für den Ausgangs- und Zielzustand berechneten Flächenanteile der jeweiligen Wasserstufen bzw. Grundwasserflurabstände genutzt. Im Anschluss erfolgte eine Aufsummierung der Einzelwerte jeweils für den Ausgangs- und Zielzustand. Die Differenz beider Szenarien ergibt den Treibhausgasrückhalt in t CO₂-Äquivalente a⁻¹. Die Ergebnisse sind in Tab. 24 dargestellt.

„Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“

Für die Bestimmung der Retentionsleistungen als Ökosystemleistung wurde zwischen den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor unterschieden (vgl. Kap. 3.3.2.2). Für die Bewertung wurden vorliegende Digitale Geländemodelle (DGM) als Grundlage genutzt. Entsprechend der im Digitalen Geländemodell ermittelten Grundwasserflurabstände erfolgte eine Einteilung in Wasserstufen (2- bis 5+, vgl. Tab. 14).

Für die Bestimmung des Rückhaltes an Stickstoff wurden die für den Ausgangs- und Zielzustand berechneten Flächenanteile der jeweiligen Wasserstufen mit den in Tab. 18 aufgeführten Denitrifikationswerten multipliziert. Im Anschluss erfolgte eine Aufsummierung der Einzelwerte jeweils für den Ausgangs- und Zielzustand. Die Differenz beider Szenarien ergibt den Rückhalt von Stickstoff in kg N a⁻¹.

Zur Bestimmung der Phosphorretention wurde auf die Landnutzung und die Ziel-Wasserstufe 5+ abgestellt. Da in diesem Fallbeispiel keine Veränderung der Landnutzung stattgefunden hat, bleibt die Retentionsrate (vgl. Tab. 19) zunächst unverändert. Dennoch ergibt sich ein Phosphorrückhalt, weil zwischen Ausgangs- und Zielzustand sich die Flächenanteile der Wasserstufe 5+ verändern. Damit berechnet sich die Differenz für die Wasserstufe 5+ als Rückhalt von Phosphor in kg P a^{-1} .

Die Bilanzierungsergebnisse für beide Nährstoffe sind in Tab. 24 dargestellt.

„Abflussregulation (Wasserrückhalt)“

Grundlage für die Bewertung der „Abflussregulation“ stellen die digitalen Geländemodelle dar. Hierzu wurde die Zunahme von Rückhalteraum als Volumenwert über den Vergleich (vor und nach Maßnahmenumsetzung) aus den technisch-konzeptionellen Abschätzungen ermittelt. Dabei wird nur der zusätzlich geschaffene Rückhalteraum über Flur (Überstau) bewertet. Die Ergebnisse sind in Tab. 24 dargestellt.

Tab. 24: Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für den Klädener Norden.

Ökosystemleistungen	2018	Modellprognose	Delta
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung), hier in Form der Höhe der Freisetzung	419 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	202 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	217 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹ (weniger Freisetzung)
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	9.596 kg N a ⁻¹	12.437 kg N a ⁻¹	2.841 kg N a ⁻¹
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	56,2 kg P a ⁻¹	131 kg P a ⁻¹	74,8 kg P a ⁻¹
Abflussregulation (Wasserrückhalt)	9.356 m ³	124.771 m ³	115.415 m ³

Die Ergebnisse zeigen eine Verbesserung der Rückhalteleistung für beide Makronährstoffe und somit eine Erhöhung der Ökosystemleistungen infolge Maßnahmenumsetzung (Tab. 24). Bei der „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“ konnte zudem eine massive Steigerung im Sinne einer bereitgestellten Ökosystemleistungen nachgewiesen werden.

3.4.2.4 Entwicklungsprognosen

Durch die Maßnahmenumsetzung werden die Ökosystemleistungen „Stoffrückhalt durch Böden“ und „Abflussregulation“ sofort und maximiert bereitgestellt. Mittel- oder Langfristprognosen im Sinne einer zeitlichen Entwicklung ergeben insofern keinen Sinn.

Es steht jedoch zu erwarten, dass sich neu geschaffener Rückhalteraum (Abflussregulation) mittel- und langfristig durch Akkumulation von Bodenmaterial, Streu (Blätter, Äste etc.) deutlich verkleinert. Dem kann aber durch geeignete Unterhaltungsmaßnahmen entgegengewirkt werden oder ggf. Ausgleich durch Ersatzvornahme (anderen Rückhalträume) erreicht werden.

3.4.3 Fallbeispiel Ender Bruch

3.4.3.1 Projektbeschreibung

Das ausgedehnte Waldgebiet „Ender Bruch“ liegt im Landkreis Vorpommern-Rügen und wird im Norden durch die Barthe und im Süden durch den Ender Weg begrenzt. Die nächstgelegene Ortschaft ist Lendershagen (Abb. 12). Das Gebiet ist überwiegend mit Erlenbeständen bestockt, bereichsweise stehen aber auch Buchen- und Eichenbestände an. Insgesamt umfasst die betrachtete Fläche ein Gebiet von ca. 430 ha Wald, wovon etwa 160 ha auf Niedermoorböden stehen. Die gesamte Fläche wird durch ein Grabensystem in Richtung Hoher Birkengraben und Barthe entwässert (Biota, 2023a, b).



Abb. 12: Lage des Ender Bruch innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.

Entsprechend des Moorschutzeskonzeptes Mecklenburg-Vorpommern (LU M-V, 2009) ist es ein Ziel, Maßnahmen in Niedermoorflächen umzusetzen, die zu einer Erhöhung der Grundwasserstände führen. Aus diesem Anlass startete 2020 im Rahmen des Naturschutzgroßprojektes „Nordvorpommersche Waldlandschaft“ die konkrete technische Planung und die nachfolgende bauliche Umsetzung der Revitalisierung des Waldmoorkomplexes „Ender Bruch“.

Ziel der Maßnahme ist folglich die Annäherung an naturnähere Wasserstände zum Erhalt und zur Entwicklung der Moorböden sowie zur Optimierung der standörtlichen Verhältnisse für Feuchtbiootope bzw. entsprechender Moor-Lebensräume. Dabei soll jedoch die nutzenbezogene Funktion als Wirtschaftswald möglichst aufrechterhalten werden.

Aus diesem Grund werden Grundwasserflurabstände von 25 cm bis 50 cm unter Flur angestrebt, bei gleichzeitiger Vermeidung eines großflächigen Überstaus. Dazu soll der Wasserabfluss aus dem Gebiet durch regulierbare Staueneinrichtungen an maßgeblichen Gräben im

Gebiet verzögert werden. Da sich die Umsetzungsfläche innerhalb von Natura 2000-Gebieten befindet, sind bei der Revitalisierung ebenso die Belange der FFH-Lebensraumtypen und Natura 2000-Arten zu berücksichtigen (Bioplan, 2022, Biota, 2023a).

Um die oben aufgeführten Ziele zu erreichen, wurden folgende Maßnahmen geplant:

- ein Staubauwerk, ausgeführt als Stahlspundwand mit ober- und unterwasserseitiger Anschüttung; regulierbar mittels Aluminiumbohlen (bereits Ende 2022 als Probestau umgesetzt)
- 7 Staubauwerke, ausgeführt als Recyclingkunststoffspundwand mit ober- und unterwasserseitiger Anschüttung (aufgrund der Moormächtigkeit leichtere Kunststoffspundwand anstelle von Stahl geplant); 3 Stau mittels Aluminiumbohlen regulierbar
- Wegeanpassung, um nach Maßnahmenumsetzung eine Befahrung der Forst- und Unterhaltungswege zu ermöglichen (überwiegend mineralische Aufschüttungen)

Bis auf den Probestau wurden die Maßnahmen bis dato noch nicht umgesetzt. Eine Bauumsetzung der Maßnahmen ist im Laufe des Jahres 2024 vorgesehen. Für die Berechnung des Nettonutzens der Renaturierung konnten dementsprechend folgende Maßnahmenkomplexe (Abschnitt 3.2) identifiziert werden, die für das Projektgebiet in Ansatz kommen:

Wälder:

- Wasserrückhaltung (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt, sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)

Moore:

- Wasserrückhaltung durch naturbasierte oder technische Maßnahmen (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt (Grabenverschluss, Spundwände, Stauanlagen, Anlage von Dämmen, Rückbau/Verschluss von Dränung etc.)

3.4.3.2 Betrachtete Ökosystemleistungen

Anhand ermittelter Grundwasserflurabstandskarten konnten die Ökosystemleistungen:

- „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“
- „Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“ und
- „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“

im Ausgangs- und (prognostizierten) Zielzustand quantifiziert werden.

3.4.3.3 Ergebnisdarstellung

„Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“

Bezüglich der Ökosystemleistung „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“ wurde auf die Methodik nach Tiemeyer et al. (2020) zurückgegriffen.

Für die Bestimmung des Treibhausgasrückhalts wurden die für den Ausgangs- und Zielzustand berechneten Flächenanteile der jeweiligen Wasserstufen bzw. Grundwasserflurabstände genutzt. Im Anschluss erfolgte eine Aufsummierung der Einzelwerte jeweils für den Ausgangs- und Zielzustand. Die Differenz beider Szenarien ergibt den Treibhausgasrückhalt in t CO₂-Äquivalente a⁻¹.

Die Ergebnisaufbereitung erfolgte analog zum Fallbeispiel „Klädener Norden“. Die Ergebnisse für beide Nährstoffe sind in Tab. 25 dargestellt.

„Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“

Für die Bestimmung der Retentionsleistungen als Ökosystemleistung wurde zwischen den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor unterschieden (vgl. Kap. 3.3.2.2). Die Ergebnisaufbereitung erfolgte analog zum Fallbeispiel „Klädener Norden“. Die Ergebnisse für beide Nährstoffe sind in Tab. 25 dargestellt.

„Abflussregulation (Wasserrückhalt)“

Die Ergebnisaufbereitung erfolgte analog zum Fallbeispiel „Klädener Norden“. Die Ergebnisse sind in Tab. 25 dargestellt.

Tab. 25: Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für den Ender Bruch.

Ökosystemleistungen	2022	Modellprognose	Delta
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung), hier in Form der Höhe der Freisetzung	29.789 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	28.915 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	874 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹ (weniger Freisetzung)
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	25.018 kg N a ⁻¹	29.534 kg N a ⁻¹	4.516 kg N a ⁻¹
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	14,6 kg P a ⁻¹	18,4 kg P a ⁻¹	3,8 kg P a ⁻¹
Abflussregulation (Wasserrückhalt)	4.888 m ³	7.488 m ³	2.600 m ³

Für alle (bereitgestellten) Ökosystemleistungen zeigt sich eine deutliche Verbesserung der Rückhalteleistungen (Tab. 25).

3.4.3.4 Entwicklungsprognosen

Auch hier werden durch die Maßnahmenumsetzung die Ökosystemleistungen „Stoffrückhalt durch Böden“ und „Abflussregulation“ sofort und maximiert bereitgestellt. Mittel- oder Langfristprognosen im Sinne einer zeitlichen Entwicklung ergeben insofern keinen Sinn. Eine Abnahme des Rückhalteranges ist mittelfristig nicht zu erwarten, da ein maßgebliches Torfwachstum bei den angestrebten Zielwasserständen (Grundwasserflurabstand bzw. Wasserstufe) nicht zu erwarten ist.

3.4.4 Fallbeispiel Peenequellmoor

3.4.4.1 Projektbeschreibung

Das betrachtete Gebiet liegt im Landkreis Mecklenburgische Seenplatte und befindet sich ca. 5 km östlich von Waren (Müritz). Es umfasst eine Fläche von ca. 53 ha und ist größtenteils von landwirtschaftlich extensiv genutzten Grünlandflächen und forstwirtschaftlich ungenutztem

Wald geprägt. Im nordwestlichen Bereich des Plangebietes verläuft eine Schienentrasse der Deutschen Bahn.

Innerhalb der relevanten Fläche befindet sich das etwa 23,7 ha große Peenequellmoor, welches sich in das mit vorwiegend Erlenbruchwald bestandene Peene-Holz und in die extensiv genutzten Peenewiesen unterteilt. Die gesamte Moorfläche wird durch die Ostpeene entwässert (Biota, 2021b). Die Ostpeene als nach Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) berichtspflichtiges Gewässer durchfließt das Plangebiet in einem weiten, überwiegend waldbestandenen Talraum, der zum angrenzenden Gelände hin stark ansteigt (Abb. 13).



Abb. 13: Lage des Peenequellmoores innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.

Im WRRL-Bewirtschaftungsplan ist die Renaturierung des Peenequellmoores als eine gewässerschutzbezogene Maßnahme zum Erreichen des guten ökologischen Potenzials der Ostpeene aufgeführt. Aus diesem Grund wurde von 2021 bis 2023 die Renaturierung des Peenequellmoores (Peene-Holz) geplant und durchgeführt. Ziel ist es, den Wasserstand im Peene-Holz anzuheben und unabhängig vom Vorflutniveau der Ostpeene zu stabilisieren. Somit sollen die Standortbedingungen dahingehend beeinflusst werden, dass möglichst wieder Moorbewuchs einsetzen kann. Dabei kann durch eine Staubaufbauwerksgestaltung in der Ostpeene und entsprechende Bauwerksgestaltung die ökologische Durchgängigkeit für aquatische Organismen erhalten werden, wobei gleichzeitig Strukturverbesserungen (hydromorphologische

Qualitätskomponenten nach Anhang V WRRL bzw. § 5 und Anlage 3 OGewV) für die Gewässerabschnitte möglich werden (Biota, 2021b).

Zur Erreichung dieses Ziels wurden folgende Maßnahmen umgesetzt:

- Umbau eines Wiesendurchlasses ca. 150 m unterhalb des Waldes in einen Staukörper mit Furt (Länge der Anlage ca. 110 m)
- Staukrone als Doppelpfahlreihe mit Lehmdichtungskern und ober- und unterwasserseitiger Anschüttung (Ausschließen von Auskolkung/Sohlerosion)
 - Anschüttung aus anstehendem Material, welches umlaufend mittels Geokunststoff-Ton-Dichtungsbahn (Bentonitmatte) abgedichtet wurde
 - Abdeckung der Pfahlreihen mit ökologisch durchgängigem Sohlsubstrat, d. h. Grobporen und „Lückensystem“ (Biota, 2023c)

Für die Berechnung der Nettonutzens der Renaturierung konnten dementsprechend folgende Maßnahmenkomplexe (Abschnitt 3.2) identifiziert werden, die für das Projektgebiet in Ansatz kommen:

Wälder:

- Wasserrückhaltung (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt, sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)

Moore:

- Wasserrückhaltung durch naturbasierte oder technische Maßnahmen (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt (Grabenverschluss, Spundwände, Stauanlagen, Anlage von Dämmen, Rückbau/Verschluss von Dränung etc.)

3.4.4.2 Betrachtete Ökosystemleistungen

Anhand ermittelter Grundwasserflurabstandskarten konnten die Ökosystemleistungen:

- „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“
- „Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“ und
- „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“

im Ausgangs- und (prognostizierten) Zielzustand quantifiziert werden.

3.4.4.3 Ergebnisdarstellung

„Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“

Bezüglich der Ökosystemleistung „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“ wurde auf die Methodik nach Tiemeyer et al. (2020) zurückgegriffen.

Für die Bestimmung des Treibhausgasrückhalts wurden die für den Ausgangs- und Zielzustand berechneten Flächenanteile der jeweiligen Wasserstufen bzw. Grundwasserflurabstände genutzt. Im Anschluss erfolgte eine Aufsummierung der Einzelwerte jeweils für den Ausgangs- und Zielzustand. Die Differenz beider Szenarien ergibt den Treibhausgasrückhalt in t CO₂-Äquivalente a⁻¹.

Die Ergebnisaufbereitung erfolgte analog zum Fallbeispiel „Klädener Norden“. Die Ergebnisse für die Klimaschutzleistung sind in Tab. 26 dargestellt.

„Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“

Für die Bestimmung der Retentionsleistungen als Ökosystemleistung wurde zwischen den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor unterschieden (vgl. Kap. 3.3.2.2). Die Ergebnisaufbereitung erfolgte analog zum Fallbeispiel „Klädener Norden“. Die Ergebnisse für beide Nährstoffe sind in Tab. 26 dargestellt.

„Abflussregulation (Wasserrückhalt)“

Die Ergebnisaufbereitung erfolgte analog zum Fallbeispiel „Klädener Norden“. Die Ergebnisse sind in Tab. 26 dargestellt.

Tab. 26: Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für das Peenequellmoor.

Ökosystemleistungen	2021	Modellprognose	Delta
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung), hier in Form der Höhe der Freisetzung	850 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	594 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	256 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹ (weniger Freisetzung)
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	2.491 kg N a ⁻¹	4.456 kg N a ⁻¹	1.965 kg N a ⁻¹
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	0,10 kg P a ⁻¹	23,5 kg P a ⁻¹	23.4 kg P a ⁻¹
Abflussregulation (Wasserrückhalt)	6,69 m ³	26.705 m ³	26.698 m ³

Für alle (bereitgestellten) Ökosystemleistungen zeigt sich eine deutliche Verbesserung der Rückhalteleistungen (Tab. 26).

3.4.4.4 Entwicklungsprognosen

Durch die Maßnahmenumsetzung werden die Ökosystemleistungen „Stoffrückhalt durch Böden“ und „Abflussregulation“ sofort und maximiert bereitgestellt. Mittel- oder Langfristprognosen im Sinne einer zeitlichen Entwicklung ergeben insofern keinen Sinn.

Es steht jedoch zu erwarten, dass sich neu geschaffener Rückhalteraum (Abflussregulation) mittel- und langfristig durch Akkumulation von Bodenmaterial, Streu (Blätter, Äste etc.) sowie durch das Gewässer herangetragene Sedimente und Schwebstoffe deutlich verkleinert. Dem kann aber durch geeignete Unterhaltungsmaßnahmen entgegengewirkt werden.

3.4.5 Fallbeispiel Presseler Heidewald- und Moorgebiet

3.4.5.1 Projektbeschreibung

1995 startete im Kerngebiet des Presseler Heidewald- und Moorgebietes das erste Naturschutzgroßprojekt des Freistaates Sachsen im Rahmen des Förderprogramms „chance.natur“. Bis Ende 2009 wurde das Projekt mit einer Gesamtsumme von 6,3 Mio. € gefördert (davon 72,6 % BfN, 22,3 % Freistaat Sachsen und 5,1 % Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet (Krönert 2012; Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet, 2010)).

Die nach der Förderperiode fortdauernde Berichtspflicht gegenüber dem BfN, die Umsetzung von noch ausstehenden biotopersteinrichtenden Maßnahmen und die langfristige Sicherung der Ziele wurden durch den Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet mit Unterstützung des Freistaates Sachsen durchgeführt (Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH, 2019). Im Jahr 2021 wurden mit Fertigstellung der letzten Maßnahmen die damaligen Ziele des Naturschutzgroßprojektes erreicht. Daraufhin hat sich zum Ende 2022 der Zweckverband Presseler Heide- und Moorgebiet aufgelöst und die weitergehenden Verpflichtungen an den Landkreis Nordsachsen übergeben (Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet & NABU 2023).

Das Presseler Heidewald- und Moorgebiet liegt im Norden des Freistaates Sachsen im Landkreis Nordsachsen. Das Projektgebiet stellt den Kern des südlichen Teils des Dübener Heide dar und liegt zwischen den Ortschaften Falkenberg, Roitzsch, Weiden- und Wildenhain, Battaune, Pressel und Kossa (s. Abb. 14). Das Gebiet umfasst eine Fläche von 6.135,8 ha und schließt ein Projekt-Kerngebiet von 4.374,6 ha ein (Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet 2010). Ein Großteil des Kerngebietes (4.100 ha) ist als Naturschutzgebiet (NSG) „Presseler Heide- und Moorgebiet“ ausgewiesen. Dieses NSG befindet sich innerhalb der FFH-Gebiete „Presseler Heidewald- und Moorgebiet“ (DE 4342-304) und „Schwarzbachniederung mit Sprottabruch“ (DE 4441-301). Daneben wird es zum Großteil von dem Vogelschutzgebiet „Dübener Heide“ (DE 4342-451) überlagert (Krönert 2012).



Abb. 14: Lage des Presseler Heidewald- und Moorgebietes innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.

Kennzeichnend für das Projektgebiet ist die hohe Habitatvielfalt mit z. T. wertvollen Biotoptypen sowie zahlreichen Vorkommen seltener Tier- und Pflanzenarten. Das Gebiet ist überwiegend von Wald bestanden. Einzigartig für den Naturraum ist der hohe Anteil an Zwischenmooren mit ihren moortypischen Arten und Lebensgemeinschaften. Auch die Ausstattung mit Erlenbruchwäldern, feuchten Bachniederungen und sonstigen Feuchtbiotopen ist hervorzuheben. Neben den Zwischenmooren stellen die kleinflächigen Magerrasen und Zwergstrauchheiden die schützenswertesten Biotope im Gebiet dar. Die zwei gebietsgrößten Moore sind der Wildenhainer Bruch und der Zadlitzbruch. Weitere Moorflächen befinden sich in der Wöllnauer Senke und in den Bachniederungen im Westen des Gebietes. Besonders erwähnenswert ist zudem noch der am Rand der Wöllnauer Senke liegende Presseler Quellmoorkomplex, welcher als größtes sächsisches Quellmoor eine überregionale Bedeutung aufweist (OekoKart, 1999; Stegner et al., 2013).

Trotz der umfangreichen Besonderheiten des Gebietes lagen zu Projektbeginn zahlreiche Beeinträchtigungen vor, die v. a. aus der historischen Nutzung des Gebietes resultieren. Wesentliche Beeinträchtigungen waren:

- Großflächige Grundwasserabsenkungen vor allem in den Niederungsbereichen und den 2 großen Mooren (Wildenhainer Bruch und Zadlitzbruch) für die Torfgewinnung
- Grabenausbau und Dränung von landwirtschaftlich genutzten Flächen
- Eutrophierung der Oberflächengewässer durch Eintrag von nährstoffbelasteten Abwässern aus den kommunalen Kläranlagen und diffusen Nährstoffeinträgen
- Eintrag von Luftimmissionen durch angrenzende Industrieballungsräume Bitterfeld/Wolfen und Halle/Leipzig als andauernde Beeinträchtigung vor allem von nährstoffarmen Biotopen
- Intensive Landwirtschaft
- Historisch bedingte Beeinträchtigung durch eine intensive auf Monokultur ausgerichtete Forstwirtschaft
- Gefährdung der Sandmagerrasen, der Zwergstrauchheiden und der Feuchtwiesen durch die Nutzungsaufgabe der ehemals militärisch genutzten Flächen im Gebiet
- Anthropogene Störungen durch den Verkehr der angrenzenden B 183 und durch den Tourismus insbesondere durch den Badebetrieb am Presseler Teich (OekoKart, 1999)

Um diese Beeinträchtigungen zu reduzieren oder im Optimalfall zu entfernen und das Gebiet in seiner Vielfalt zu erhalten und zu entwickeln, wurden entsprechende Projektziele formuliert:

- Stabilisierung und Verbesserung des Grundwasserhaushaltes zur Erhaltung der Moore und Feuchtgebiete
- Entwicklung der Forsten zu naturnahen und in Teilbereichen ungenutzten Wäldern
- Verbesserung der Wasserversorgung der Moore
- Erhaltung, Schaffung und Pflege extensiver Wiesen und Auen, Verminderung der Nährstoffbelastung
- Sicherung einer natürlichen Sukzession in Teilbereichen
- Reduzierung anthropogener Störungen und Beeinträchtigungen, v. a. durch Besucher

- Erhaltung des weitgehend unverbauten und durch Verkehrswege wenig zerschnittenen Gebietes und damit des Lebensraumes zahlreicher seltener Pflanzen- und Tiere
- Erwerb von Flächen (Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet & NABU, 2023; Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet, 2010; OekoKart, 1999)

Wichtigste Voraussetzung zum Erreichen der Ziele war die Flächenverfügbarkeit. Ein Großteil der Projektfläche befand sich zu Projektbeginn bereits im Eigentum der öffentlichen Hand. Flurstücke in privater Hand wurden mittels freiwilligem Flächentausch und Flurbereinigungsverfahren erworben (Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet, 2010).

Die Maßnahmenschwerpunkte lagen auf hydrologischen Maßnahmen im Gebiet, da diese für die Erreichung der Ziele maßgebend waren. Daneben fanden weitere Maßnahmen statt, vor allem im Bereich der Forste. Folgende Maßnahmengruppen wurden innerhalb der Projektlaufzeit durchgeführt:

- Wiedervernässungsmaßnahmen, darunter u. a. Verschluss von Torf- und Entwässerungsgräben, naturnaher Anstau von Entwässerungsgräben, Außerbetriebnahme der Rohrdrainage
- Gewässerrenaturierung, darunter u. a. Einbau von Stauanlagen, Verfüllung von Gräben zur Sohlaufhöhung, Neuanlage Bachlauf, Verschluss von Rohrleitungen
- Rückbau von Forstwegen bis auf natürliche Torfkörper zur Wiederherstellung der natürlichen Strömungsverhältnisse
- Entschlammung und Abflussregulierung von Schönungsteichen
- Sanierung von Überlaufbauwerken
- Instandsetzung von Teichen und der Zu- und Abflüsse
- Rekonstruktion Straßendurchlass inkl. Neubau Auslaufbauwerk zur Fixierung der Abflusshöhe zur Stabilisation der Wasserstände
- Freistellung der Sandtrockenrasen und Heiden durch maschinelles Plaggen, Gehölzentfernung, Ausbringung von Besenheide und Biotoppflege in den Folgejahren im nördlichen Teil des Projektgebietes
- Extensivierung der Grünlandnutzung im Gebiet
- Ökologischer Waldumbau durch Umwandlung von Kiefernforsten in gebietsheimische Laubforste
- Voranbau von Rotbuche auf gebietsfremden Roteichenbeständen
- Feinaufschluss von Kiefernjungbeständen durch streifenweise Beseitigung des Bestandes und Schaffung von bestockungsfreien Streifen zur Vorbereitung des Waldumbaus
- Umbau Campingplatz zu ökologisch verträglichem Campingplatz mit geringerer Nutzung
- Ausweisung von nutzungsfreien Prozessschutzgebieten
- Erstellung Besucherleitkonzeption für naturschonenden Tourismus (Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet, 2010; Krönert, 2012; Stegner et al., 2013; Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet & NABU, 2023).

Für die Berechnung der Nettonutzens der Renaturierung konnten dementsprechend folgende Maßnahmenkomplexe (Abschnitt 3.2) identifiziert werden, die für das Projektgebiet in Ansatz kommen:

Wälder:

- Wälder in natürlicher Entwicklung (Natürliche Waldsukzession)
- Naturnahe Baumartenzusammensetzung (Etablierung standortheimischen und nach Arten naturnah strukturierten Waldes)
- Natürliche Verjüngung der Bäume und Dauerwald (Natürliche Baumentwicklung und -förderung ohne Bodenbearbeitung (hpnV-orientiert, möglichst regionales Pflanz- oder Saatgut), Etablierung alters-klassengemischten Waldes („Altersklassenwald“ zu „Dauerwald“)
- Totholzreichtum im Wald (Erhöhung des Totholzanteils (stehendes und/oder liegendes Totholz/Etablierung von Altholzinseln)
- Wasserrückhaltung (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt, sonstige Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung, des Grundwasserstandes und/oder des Grundwasserzustroms)
- Hydromorphologisch renaturierte Gewässer und Auen (Naturnahe Prozesse: Hydrologie, Morphologie, standörtliche Bedingungen wie insbesondere Überflutungsregime, Grundwasserregime, Feststoff-/Nährstoffregime)

Moore:

- Wasserrückhaltung durch naturbasierte oder technische Maßnahmen (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt (Grabenverschluss, Spundwände, Stauanlagen, Anlage von Dämmen, Rückbau/Verschluss von Dränung etc.)
- Moorschonende (extensive) Grünlandnutzung auf Niedermooren (auf der Grundlage angehobener Wasserstände etablierte Nass-/Feuchtwiesennutzung), inkl. ggf. erforderlichen Maßnahmen zur Aushagerung von Flächen
- Hydromorphologische Renaturierung von Gewässern und Auen (Etablierung naturnaher Prozesse (Hydrologie, Morphologie, standörtliche Bedingungen wie insbesondere Überflutungsregime, Grundwasserregime, Feststoff-/Nährstoffregime))

3.4.5.2 Betrachtete Ökosystemleistungen

Für die Waldbereiche des Presseler Heidewald- und Mooregebiets erfolgt eine Quantifizierung der Ökosystemleistungen „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“, „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)“ und „Ästhetik, Erholungsfunktion“. Die „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)“ und der „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“ werden ebenso für die Moorbereiche im Projektgebiet quantifiziert. Eine Bewertung der Ökosystemleistungen „Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“ und „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“ war aufgrund unzureichender Datengrundlagen nicht möglich.

3.4.5.3 Ergebnisdarstellung

Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)

Da keine forstwirtschaftlichen Daten zu den Waldbereichen des Presseler Heidewald- und Mooregebietes vorlagen, wurde zur Bewertung der Klimaschutzleistung der Wälder auf die

Biotoptypendaten aus dem Jahr 1994 und 2009 zurückgegriffen, die im Abschlussbericht des Naturschutzgroßprojektes (Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet, 2010) enthalten sind. Zusätzlich wurden die Daten aus der 3. Bundeswaldinventur für das Bundesland Sachsen herangezogen (Thünen-Institut, 2012).

In der Tab. 27 sind die Ergebnisse der Quantifizierung dargestellt. Grundlage der Quantifizierung bildet der in Kapitel 3.3.1.2 vorgestellte Ansatz nach Elsasser et al. (2020b). Für die gesamte Waldfläche des Presseler Heidewald- und Moorgebietes konnte eine leichte Verschlechterung der Kohlenstoffsequestrierungsleistung des Waldes nach Maßnahmenumsetzung festgestellt werden. Dies ist vor allem mit den umfangreichen Waldumbaumaßnahmen zu begründen. Der umfangreiche Laubholzvoranbau und der Abbau von Kiefernforsten führt zu einer Verschiebung der Altersklassen- und Baumartenzusammensetzung in den Waldflächen. Nach den Auswertungen der 3. Bundeswaldinventur weisen Bäume mit über 20 Jahren bis zu einem Alter von 60 Jahren die höchsten Zuwachsraten und somit auch die höchsten Sequestrierungsraten auf. Zudem weisen Nadelgehölze, insbesondere Fichte und Kiefer deutlich höhere Derbholzzuwachsraten auf als Laubbäume (Thünen-Institut, 2012). Der ökologische Waldumbau im Presseler Heidewald- und Moorgebiet begann 1996. Somit kann geschlossen werden, dass sich die neu angepflanzten Laubgehölze im Jahr 2009 noch nicht im Bereich ihrer maximalen Zuwachsraten befanden. Aufgrund der grundsätzlich geringeren Zuwachsraten der Laubbäume gegenüber den von Nadelbäumen werden die Sequestrierungsleistungen sehr wahrscheinlich selbst heute niedriger liegen als zu Projektbeginn.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Quantifizierung der Klimaschutzleistung mit Fokus auf die reine Kohlenstoffsequestrierung und eine daraus folgende einseitige Honorierung grundsätzlich zugunsten von intensiv forstlich bewirtschafteten Nadelwäldern ausfallen wird. Da bei diesen Quantifizierungen Faktoren, wie z. B. das Ausfallrisiko bei Monokulturen z. B. durch Schädlingsbefall und klimawandelbedingte Wirkungen wie Trockenstress, die Biodiversität und andere für ein funktionierendes Ökosystem notwendige Faktoren außer Acht gelassen werden, eignet sich eine isolierte Betrachtung der Klimaschutzleistung für Wälder und eine darauf ausgerichtete Vergütung bzw. Förderung der Forstbetriebe ausdrücklich nicht.

Für die Moore ist die Datensituation schwieriger, insbesondere im Hinblick auf erforderliche Daten zu Vegetationsänderungen oder für den Grundwasserflurabstand; hier müssen daher die vorliegenden Berichte (insbesondere Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet 2010 sowie Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH, 2019) interpretiert und Größenordnungen abgeschätzt werden. Mit Hilfe der Abschätzungen der Grundwasserflurabstände vor Maßnahmenbeginn und danach können die Schätzmodelle nach Tiemeyer et al. (2020) genutzt werden.

Es sind zahlreiche Moorflächen und verschiedene Maßnahmen, die betrachtet werden müssen. Unter Berücksichtigung der Datenlage und in Interpretation der vorliegenden Dokumentationen wird hier der Ansatz gewählt, den mittleren Grundwasserflurabstand vor den Maßnahmen bei 0,4 m und den nach Maßnahmenumsetzung bei 0,2 m über alle Moorflächen anzusetzen, vgl. exemplarisch Abb. 16 mit annähernd dieser Wasserstandserhöhung (hier Angaben als Absoluthöhe in m HN). Insofern wird der Maßnahmeneffekt im Mittel auf eine Wasserstandserhöhung von 2 dm abgeschätzt. Nicht unerwähnt bleiben soll, dass in den Trockenjahren 2018 und 2019 die Grundwasserstände trotz erfolgreicher Staumaßnahmen gegenüber den Vorjahren gefallen sind, da die Verdunstung die Niederschläge insgesamt deutlich überschritten hatte (Abb. 15) – dies bleibt aber in den Berechnungen wegen der klimatischen Bedingtheit ohne Berücksichtigung.

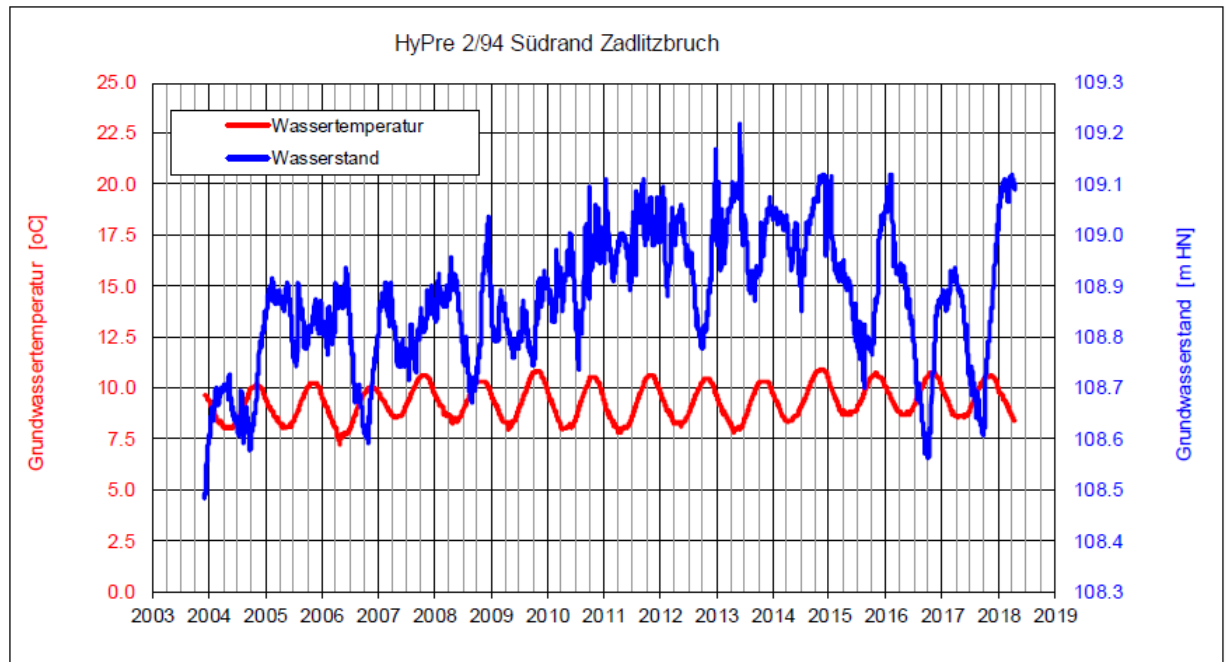


Abb. 15: Grundwasserganglinien Zatlitzbruch HyPe 2/94 (Revitalisierung/Staumaßnahmen ab Sommer 2004); Abbildung aus: Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH 2019.

Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt

Zur Quantifizierung der „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)“ lagen Biotopkartierungen aus den Jahren 1994 und 2009 und Daten zur faunistischen Auswertung des Gebietes vor (Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet, 2010). Es erfolgte bei der Bewertung eine Unterscheidung nach Wald- und Moorflächen. Die Ergebnisse sind in Tab. 27 dargestellt.

Sowohl in den Wald- als auch in den Moorflächen konnte im Jahr 2009 eine Verbesserung der Ökosystemleistungen „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)“ gegenüber dem Jahr 1994 festgestellt werden.

Die Biotoptypen wurden im Projektgebiet nicht in Form von länderspezifischen Biotopcodes angegeben. Die Anwendung der Berechnungsmethodik (vgl. Kap. 3.3.3.2) bedarf einer Umwandlung in die Biotoptypen nach Bundeskompensationsverordnung. Die fehlende Zuordnung zu Biotoptypencodes erschwerte diese Umwandlung. Auch fehlte die Betrachtung der Biotopausprägung (jung/mittel/alt) für bestimmte Biotoptypen (insbesondere für Waldbiotop-relevant), die nach BkompV erforderlich wäre zur korrekten Biotopwertermittlung. Die Biotopausprägung bei den Waldbiotopen wurde expertiv festgelegt anhand der Altersklassenverteilungen der 3. Bundeswaldinventur (Thünen-Institut, 2012) und Schlussfolgerungen aus durchgeführten Maßnahmen im Wald. So weist beispielsweise ein 1996 neu angeplanter Laubwald im Jahr 2009 „nur“ eine junge Ausprägung auf. Diese „junge Ausprägung“ im Sinne der BkompV liegt bei den Biotopwertpunkten stets unter den Wertigkeiten der „mittleren oder alten Ausprägung“. Somit kann ein vergleichsweise kurzer Betrachtungszeitraum von hier 15 Jahren bei Waldumbaumaßnahmen eine „Verringerung“ der Biotopwertpunkte bedeuten, sofern höherwertiger mittelalter oder alter Wald für die Maßnahmen entnommen

wurde. Diese „Verschiebung“ der Wertigkeiten konnte in diesem Beispiel in geringem Umfang sowohl bei den Wald- als auch bei den Moorflächen festgestellt werden.

Die Biotopwertpunkte können entsprechend der Methodik allerdings aufgewertet oder abgewertet werden (vgl. Kap. 3.3.3.2). Aufgrund der guten Datenlage konnten für das Fallbeispiel bei den Wald- sowie den Moorflächen Zusatzpunkte vergeben werden.

Für die Waldflächen beinhaltete dies für das Jahr 2009 1 Zusatzpunkt für einen Naturwaldanteil > 5 % (Einrichtung Prozessschutzflächen) und 0,5 Zusatzpunkte für den Nachweis wertgebender xylobionter Käferarten (Anhang II-Arten der FFH-Richtlinie).

Die Moorflächen sind in ihrer Biotopwertigkeit bereits seit 1994 in einem sehr guten Zustand. Bis 2009 konnte eine Verbesserung festgestellt werden. Dies wurde allerdings nur durch die Aufwertung der Biotopwertpunkte durch Zusatzpunkte erreicht. Im Bereich der Fauna wurde ein Zusatzpunkt vergeben für den Erstnachweis des Großen Wiesenvögelchens (*Coenonympha tullia*) im Jahr 2007, das in Sachsen als „vom Aussterben bedroht“ gilt (LFULG Sachsen, 2007). Daneben wurden im Bereich der Flora zwei Zusatzpunkte vergeben. Diese begründen sich mit dem Nachweis von zum einen stark bestandsgefährdeten Arten (*D. intermedia*) und zum anderen dem Nachweis von Indikatorarten für den entsprechenden FFH-LRT, die nur in Mooren vorkommen (*D. rotundifolia*) (vgl. LFULG Sachsen, 2013 und Ssymank et al., 2022).

Ästhetik, Erholungsfunktion

Für das Presseler Heidewald- und Moorgebiet liegen keine Daten der Waldfunktionenkartierung (WFK) für den Zeitraum vor einer Renaturierung vor und es lässt sich mangels Detailwissen auch im Nachgang keine adäquate Einschätzung zum Ausgangszustand ableiten. Auch eine Anwendung des in Kap. 3.3.5.2 vorgeschlagenen Biotopwertverfahrens nach BKompV wäre in diesem Fallbeispiel nicht zielführend, da, wie bereits bei der Quantifizierung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt (Biodiversitätsleistung)“ beschrieben, der Vergleich von Ausgangszustand und Zustand nach einer Renaturierung insgesamt und „formell“ eine leichte Verschlechterung anzeigt. Von daher wurde zur Bewertung der Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ das einfache und qualitativ nach Bewertungspunkten durchgeführte Verfahren angewendet.

Die Ökosystemleistungen konnten im Vergleich der Jahre (1994 zu 2009) verbessert werden (vgl. Tab. 27). Dies liegt vor allem darin begründet, dass umfangreiche Maßnahmen zur Besucherlenkung in dem Gebiet stattgefunden haben (Wegekonzept, Besucherinformation, Umbau Campingplatz neben Prozessschutzgebiet) (Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet, 2010).

Tab. 27: Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für das Presseler Heidewald- und Moorgebiet.

Ökosystemleistungen	1994	2009	Delta
Waldbereiche			
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung), hier in Form der Höhe der Sequestrierung	1.162 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	1.026 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	-136 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹ (weniger Treibhausgasbindung)

Ökosystemleistungen	1994	2009	Delta
Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt	Wertstufe 3 - Mittel (12,79 Biotopwertpunkte)	Wertstufe 3 - Mittel (14,15 Biotopwertpunkte)	1,36 Biotopwertpunkte
Ästhetik, Erholungsfunktion	5	8	3
Moorbereiche			
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung), hier in Form der Höhe der Freisetzung	4.331 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	2.415 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹	1.916 t CO ₂ -Äq. a ⁻¹ (weniger Freisetzung)
Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt	Wertstufe 5 – sehr hoch (20,74 Biotopwertpunkte)	Wertstufe 6 - hervorragend (23,6 Biotopwertpunkte)	2,86 Biotopwertpunkte

3.4.5.4 Entwicklungsprognosen

Die Klimaschutzleistung der Waldbereiche wird sich in der mittelfristigen Prognose (ca. 30 Jahre) dem Ausgangszustand von 1994 wieder annähern, da sich die neu angepflanzten Waldflächen hin zu einem mittelalten Wald entwickeln werden. In dieser Altersklasse weisen die Bäume durchweg die höchsten Zuwachs- und somit Kohlenstoffsequestrierungsraten auf.

Zwar liegen die Raten der Kohlenstoffsequestrierung nicht über denen vor Beginn des Naturschutzgroßprojektes, allerdings stellt ein naturnäherer Wald vor allem vor dem Hintergrund des Klimawandels ein stabileres Ökosystem dar, welches vor allem gegenüber wechselnden Klimawirkungen resilienter ist und somit wirtschaftlich ein geringeres Ausfallrisiko darstellt.

Hinsichtlich der Habitatbereitstellung ist zu erwarten, dass sich mittelfristig die Biotopwertpunkte weiter verbessern. Eine Einstufung in Wertstufe 4 (hoch) ist realistisch. Dies ist vor allem mit der sich verändernden Alterszusammensetzung und der damit zusammenhängenden Steigerung der Biotopwertpunkte, als auch mit möglichen Zusatzpunkten (Totholzreichtum in den Prozessschutzgebieten etc.) zu begründen. Bei der Bewertung der Habitatbereitstellung in Zukunft wäre allerdings eine zielgerichtete Kartierung geeigneter als eine Beurteilung anhand von Literaturdaten.

Die Erholungsfunktion des Presseler Heidewald- und Mooregebietes war im Jahr 2009 bereits als sehr hoch einzustufen. Mittelfristig wird dies vor allem für „Naturliebhaber“ immer interessanter werden, da sich vor allem die Prozessschutzflächen zu interessanten Gebieten für die Naturbeobachtung entwickeln werden. Insgesamt wird sich mittelfristig bei Pflege und Erhalt der Besucherwege, des Campingplatzes und der Besucherinformationen keine Verschlechterung der Ökosystemleistungen einstellen.

Die Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt innerhalb der Moorbereiche ist bereits 2009 als hervorragend eingestuft worden. Sofern die klimatischen Bedingungen dies begünstigen, ist mittelfristig eine weitere Verbesserung der Ökosystemleistungen, insbesondere über Nachweise weiterer wertgebender Arten möglich. Die Wirkungen des Klimawandels lassen sich allerdings nicht quantifizieren.

3.4.6 Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth

3.4.6.1 Projektbeschreibung

Das Bruchseewiesen Flieth stellt eine stark entwässerte, landwirtschaftlich genutzte Niedermoorfläche im Landkreis Uckermark in Brandenburg dar. Die Fläche weist eine Größe von 28,5 ha auf und befindet sich südlich des Oberuckersees im Unterlauf des Stierngrabens nördlich der Ortschaft Flieth (s. Abb. 16). Das Gebiet befindet sich innerhalb des Vogelschutzgebietes „Schorfheide-Chorin“ (DE 2948-401), ist Teil des Biosphärenreservates „Schorfheide-Chorin“ (2948-201) und des Landschaftsschutzgebietes „Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“ (2948-601) (Biota 2024).

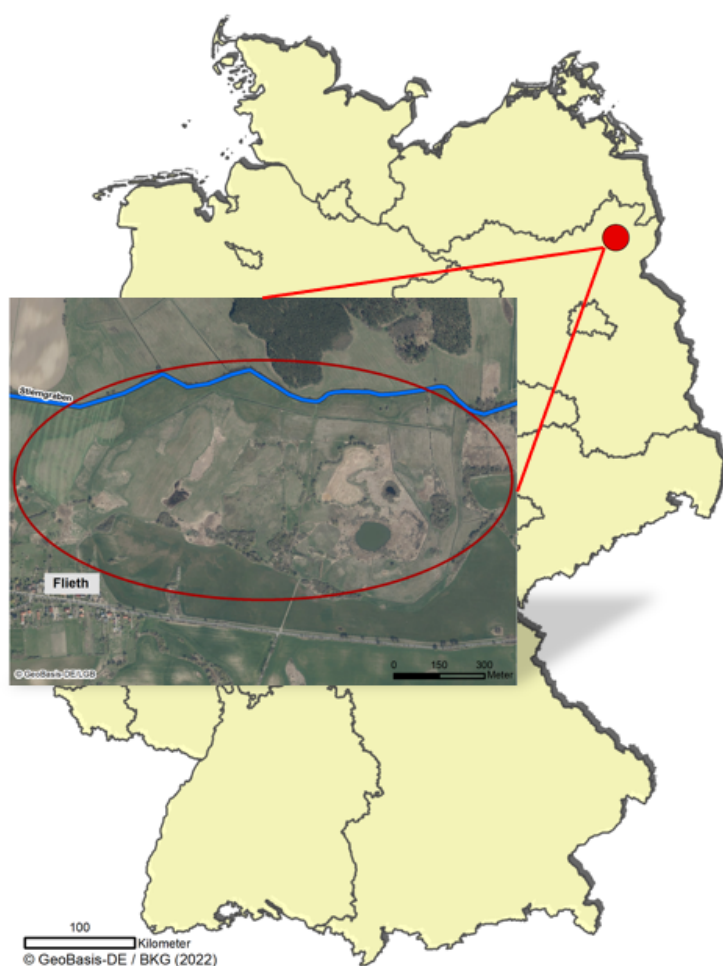


Abb. 16: Lage des Bruchseewiesen Flieth innerhalb Deutschlands und Detailsicht des Projektgebietes.

Im Rahmen des Förderprogramms NABU Klima+ soll auf dieser Fläche der Wasserstand auf mind. 0,15 – 0,35 m unter Flur angehoben werden. Dabei soll die Bewirtschaftung der Fläche auf eine Feucht- und Nasswiesenbewirtschaftung umgestellt werden. Aktuell beträgt die Projektlaufzeit 3 Jahre (ab 2024), eine Verlängerung der Projektförderung bis zu 10 Jahren wird angestrebt (NABU, 2023).

Aktuell sind die Moorflächen so stark entwässert, dass die Wasserstände in den Sommermonaten oft unterhalb von 70 cm unter Geländeoberkante (GOK) sinken. Um den

Zielwasserstand zu erreichen, erfolgt eine Anhebung der Wasserstände durch die Nutzung von Stauen in den vorhandenen Entwässerungsgräben. Da sich die Projektfläche in einem Endmoränengebiet (bewegtes Gelände) befindet, wirken sich einzelne Stau nur relativ lokal in der Fläche aus. Von daher sind neben den vorhandenen Staubauwerken weitere Staupunkte einzurichten. Aktuell existieren auf der Fläche 3 Staubauwerke (Kulturstau), die allesamt reparaturbedürftig sind. Zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit der vorhandenen Staubauwerke sind hauptsächlich die Staubretter zu erneuern und ggf. um weitere Bohlen zu ergänzen. Daneben werden die Stau von Bewuchs (Schilf) befreit und die Umströmung der Stau verhindert. Zusätzlich wird ein neuer Stau an einem Rohrdurchlass unter einer breiten Überfahrt gesetzt. Zwei weitere neue Stau werden im freien Grabenprofil durch eine quer im Gewässer angeordnete Holz-Spundwand angelegt.

Durch diese Staulegung und -ertüchtigung sollen in dem Gebiet flurnahe Grundwasserstände von bis zu 10 cm unter GOK erreicht werden. Ein dauerhafter Überstau der Fläche wird nicht angestrebt. Durch die Stau sollen lediglich starke Wasserstandsschwankungen zwischen Winter- und Sommermonaten erheblich abgemildert werden (ARGE Klimamoor & biota, 2023).

Für die Berechnung des Nettonutzens der Renaturierung konnten dementsprechend folgende Maßnahmenkomplexe (Abschnitt 3.2) identifiziert werden, die für das Projektgebiet in Ansatz kommen:

- Wasserrückhaltung durch naturbasierte oder technische Maßnahmen (Wiedervernässung/Verschluss von Abflusswegen zum Wasserrückhalt (Grabenverschluss, Spundwände, Stauanlagen, Anlage von Dämmen, Rückbau/Verschluss von Dränung etc.)
- Moorschonende (extensive) Grünlandnutzung auf Niedermooren (auf der Grundlage angehobener Wasserstände etablierte Nass-/Feuchtwiesennutzung), inkl. ggf. erforderlichen Maßnahmen zur Aushagerung von Flächen

3.4.6.2 Betrachtete Ökosystemleistungen

Anhand vorhandener Grundwasserspiegeldaten und -modellierungen konnten die Ökosystemleistungen:

- „Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“,
- „Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“ und
- „Abflussregulation (Wasserrückhalt)“

im Ausgangszustand „Entwässerungszustand“ quantifiziert werden. Da sich die Maßnahmen aktuell noch in der Umsetzung befinden, erfolgte eine Modellierung der Grundwasserstände. Diese Modellierung des „Zielzustandes“ wurde als Grundlage für die Bewertung der Ökosystemleistungen nach Maßnahmenumsetzung genutzt.

3.4.6.3 Ergebnisdarstellung

„Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)“

Zur Berechnung der Klimaschutzleistung werden den einzelnen Moorwasserstufen (vgl. Tab. 14) mittlere Treibhausgas-Emissionen (s. Tab. 15) in $\text{t ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ zugeordnet und mit den für den Entwässerungs- und Zielzustand berechneten Flächenanteilen der jeweiligen Wasserstufen multipliziert (GEST-Verfahren). Die Differenz beider Szenarien ergibt das mögliche

Treibhausgas-Einsparpotenzial in t a^{-1} . Hierfür wurde das vorliegende Digitale Geländemodell (DGM) als Grundlage genutzt.

Das in Tab. 28 dargestellte Ergebnis zur Klimaschutzleistung beruht dementsprechend auf einer Prognose (Abb. 6). Es wird prognostiziert, dass die Anhebung der Wasserstände zu einer Einsparung von Treibhausgasen von $153 \text{ t CO}_2\text{-eq.}$ pro Jahr führen.

Eine Erfassung nach dem GEST-Verfahren (Vegetationsformenkartierung entsprechend Couwenberg et al., 2008) ist noch nicht erfolgt, soll aber im Jahr 2024 für den Ausgangszustand stattfinden. Nach Ablauf der bisher vereinbarten Projektlaufzeit von 3 Jahren erfolgt eine weitere GEST-Aufnahme zur Erfolgskontrolle. Zusätzlich zu den Vegetationsaufnahmen dienen Grundwasserpegel zur Erfassung der Wasserstände als Kontrollmedium.

„Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung)“

Die Ergebnisaufbereitung erfolgte analog zum Fallbeispiel „Klädener Norden“. Die Ergebnisse für beide Nährstoffe sind in Tab. 28 dargestellt und zeigen für beide Nährstoffe eine deutliche Verbesserung der Rückhalteleistungen.

„Abflussregulation (Wasserrückhalt)“

Die Ergebnisaufbereitung erfolgte analog zum Fallbeispiel „Klädener Norden“. Die Ergebnisse sind ebenfalls in Tab. 28 dargestellt. Eine deutliche Zunahme des potenziellen Wasserrückhaltes in der Fläche ist daraus ableitbar.

Tab. 28: Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für den Bruchseewiesen Flieth.

Ökosystemleistungen	2023	Modellprognose	Delta
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung), hier in Form der Höhe der Freisetzung	$737 \text{ t CO}_2\text{-Äq. a}^{-1}$	$584 \text{ t CO}_2\text{-Äq. a}^{-1}$	$153 \text{ t CO}_2\text{-Äq. a}^{-1}$ (weniger Freisetzung)
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	$1.464 \text{ kg N a}^{-1}$	$3.900 \text{ kg N a}^{-1}$	$2.436 \text{ kg N a}^{-1}$
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	$0,01 \text{ kg P a}^{-1}$	$2,87 \text{ kg P a}^{-1}$	$2,86 \text{ kg P a}^{-1}$
Abflussregulation (Wasserrückhalt)	$0,2 \text{ m}^3$	286 m^3	$285,8 \text{ m}^3$

3.4.6.4 Entwicklungsprognosen

Eine Überprüfung der tatsächlich genutzten Leistungen erfolgt hier erst im Zuge der Projektumsetzung im Rahmen der GEST-Bewertung. Betrachtet man die dann noch durchzuführen- den Vegetationskartierungen nach dem GEST-Verfahren, wäre die Prognose etwas anders. Die Vegetation reagiert deutlich langsamer auf sich ändernde Wasserstände. Die in diesem Fallbeispiel prognostizierte Klimaschutzleistung (Modellprognose) wird daher zeitlich vermutlich verzögerter eintreten. Zusätzlich kommen in der Realität die Unwägbarkeiten durch den Klimawandel hinzu, die nicht quantifiziert werden können.

Durch die Maßnahmenumsetzung werden die Ökosystemleistungen „Stoffrückhalt durch Böden“ und „Abflussregulation“ sofort und maximiert bereitgestellt. Mittel- oder Langfristprognosen im Sinne einer zeitlichen Entwicklung ergeben hier keinen Sinn.

Es ist jedoch zu erwarten, dass sich neu geschaffener Rückhalteraum mittel- und langfristig durch Moorwachstum und Ablagerung (z. B. Blätter, Äste) verkleinert. Diesem „Verfallen“ bzw. an Wirksamkeit abnehmen, kann ggf. durch geeignete Unterhaltungsmaßnahmen entgegengewirkt werden.

3.5 Schätzung des ökonomischen Gesamtwertes (Total Economic Value) der jeweiligen Renaturierungsfallbeispiele der Wälder und Moore

Die Schätzung des ökonomischen Wertes der Renaturierung beruht auf dem Konzept des ökonomischen Gesamtwertes. Nach diesem Ansatz können sowohl direkte als auch indirekte nutzungsabhängige sowie nutzungsunabhängige Werte erfasst und mittels geeigneter Methoden ökonomisch bewertet werden. Über die ökonomische Bewertung wird der gesellschaftliche Nutzen der Änderung in der Bereitstellung der Ökosystemleistungen, die sich aus der Renaturierung ergibt, als monetärer Wert berechnet. Dieser monetäre Wert bzw. gesellschaftliche Nutzen lässt sich den betriebswirtschaftlichen Kosten der Renaturierung gegenüberstellen, um zu überprüfen, ob der gesellschaftliche Nutzen die betriebswirtschaftlichen Kosten der Renaturierung übersteigt und welche Implikationen sich dadurch für die Diskussion um die Förderung und Entwicklung geeigneter Instrumente zur Honorierung der Renaturierung ergeben.

Die betriebswirtschaftlichen Gesamtkosten der Renaturierung wurden in diesem Projekt als die Investitionskosten, die laufenden Pflege- und Opportunitätskosten, die sich aus den entgangenen Nutzungsmöglichkeiten ergeben, definiert (siehe Kapitel 3.6). Die umweltökonomische Bewertung der modellierten Änderungen der Ökosystemleistungsbereitstellung wurde im Projekt überwiegend auf Grundlage eines Unit Benefit Transfers durchgeführt. Die dafür verwendeten monetären Werte wurden über die Literaturrecherche zu der umweltökonomischen Bewertung der Ökosystemleistungen von Wäldern und Mooren identifiziert (siehe Kapitel 2.2). Zudem wurden die Umweltkostensätze der Methodenkonvention des UBAs hinzugezogen (Matthey et al. 2024). Diese Umweltkosten stellen Umweltschäden dieser Umweltkosten dar und sind geeignet, um den gesellschaftlichen Nutzen renaturierter Wälder oder Moore zu berechnen, der sich aus der Änderung regulierender Leistungen und der erhöhten Vermeidung von Emissionen ergibt.

Hinsichtlich der ökonomischen Bewertung gilt hervorzuheben, dass lediglich die Ökosystemleistungen bewertet wurden, die sich auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten und Methoden biophysikalisch modellieren (siehe Kapitel 3.3) und umweltökonomisch bewerten lassen (siehe Kapitel 1.2). Folglich werden nicht alle Umweltwirkungen einer Wald- oder Moorrenaturierung berücksichtigt. Beispielsweise fehlt es an geeigneten Methoden, um die erhöhte Versicherungsleistung bzw. erhöhte Resilienz renaturierter Wälder und Moore zu quantifizieren oder monetarisieren. Gleichzeitig fehlen zum Teil biophysikalische Daten vor und/oder nach der Renaturierung, um die Änderung in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu bewerten, für deren Quantifizierung Methoden zur Verfügung stehen würden. Infolgedessen sind die Ergebnisse der Berechnung des gesellschaftlichen Nutzens nicht als der tatsächliche ökonomische Gesamtwert der Renaturierung zu interpretieren. Sie stellen nur die unterste Grenze des ökonomischen Gesamtwerts dar.

3.5.1 Vorgehensweise zur Schätzung des ökonomischen Gesamtwertes

Moore und Wälder gelten als multifunktionale Ökosysteme und erbringen eine Vielzahl verschiedener Ökosystemleistungen, die gemäß dem Konzept des ökonomischen Gesamtwertes (Pearce & Turner, 1990) Nutzungswerte oder Nicht-Nutzungswerte für die Gesellschaft darstellen (siehe Kapitel 2.1). Im Rahmen der Analyse wurden die Ästhetik und die Erholungsfunktion als direkte und die Klimaschutzleistung, der Stoffrückhalt und die Abflussregulierung als indirekte Nutzungswerte der Renaturierung bewertet. Außerdem konnte auch die Habitatfunktion als Nicht-Nutzungswert berücksichtigt werden. Die für die Bewertung der Ökosystemleistungen verwendeten Quellen, monetären Werte und die den Werten zugrundeliegenden Methoden sind in Tab. 29 dargestellt. Alle Werte wurden auf das Jahr 2023 angepasst (siehe Kapitel 2.2).

Zur Bewertung der **Klimaschutzleistung** wird der Schadenskostensatz der Methodenkonvention des Umweltbundesamts gewählt. Im Vergleich zu aktuellen CO₂-Steuern oder Zertifikatspreisen berücksichtigt dieser monetäre Wert die gesellschaftlichen Schäden für heutige und künftige Generationen und bildet somit die externen Kosten der Treibhausgasemissionen umfassender ab. Der in der Methodenkonvention 3.2 angegebene Wert liegt für das Jahr 2024 bei 300 €/t CO₂-Äquivalent für eine angenommene Zeitpräferenzrate von 1 % (Matthey et al., 2024). Diese Zeitpräferenzrate stellt nur einen Teil der sozialen Diskontrate nach Ramsey dar, die z. B. bei der Berechnung des Nettonutzens verwendet wird, wobei die soziale Diskontrate zusätzlich von der Grenzkonsumelastizität und der Wachstumsrate des Pro-Kopf-Konsums abhängt (Baumgärtner et al., 2015). Mithilfe dieses Wertes wurden die durch die Renaturierung zurückgehaltenen THG-Emissionen monetarisiert. Das bedeutet, dass der gesellschaftliche Nutzen dieser Ökosystemleistungen im Projekt über die vermiedenen Schadenskosten bewertet wird. In der Methodenkonvention wird darauf hingewiesen, dass die Schadenskosten über die Zeit steigen, da sich auch der Wert der Infrastrukturen und Gebäude verändert, die durch den Klimawandel betroffen sind. Dieser Hinweis wurde berücksichtigt. Auf Grundlage der von Matthey et al. (2024) neu veröffentlichten Werte für die Jahre von 2024 bis 2030 und 2050 wurden die jährlichen Schadenskosten für den Betrachtungszeitraum 2023–2053 inter- bzw. extrapoliert.

Eine ähnliche Vorgehensweise wird auch zur umweltökonomischen Bewertung des Nutzens durch den erhöhten **Nährstoffrückhalt** wiederhergestellter Wälder und Moore angewandt. Das heißt, der gesellschaftliche Nutzen dieser Ökosystemleistungen wird über den vermiedenen Schaden bestimmt. Dazu werden die Umweltschadenskosten von Stickstoff- und Phosphoremissionen, die in der Methodenkonvention aufgeführt sind, verwendet. Diese Schadenskostensätze bilden die durch Eutrophierung verlorengegangenen Ökosystemleistungen der Gewässer und deren gesellschaftlichen Nutzen ab. In der Methodenkonvention finden sich Schadenskostensätze für Binnengewässer und Meeresgewässer. Es wird allerdings darauf hingewiesen, dass diese Schadenskostensätze nur verwendet werden sollen, wenn eindeutig bestimmt werden kann, welcher Stoff in den Gewässern limitierend wirkt. Für den Fall, dass dies nicht möglich ist, werden zusätzlich allgemeine Schadenskostensätze aufgeführt. Diese entsprechen für Phosphor (für das Jahr 2023) 179,1 €/kg und für Stickstoff 24,3 €/kg.

Die Änderung der **Habitatbereitstellung** wird im Rahmen des Biotopwertsystems abgebildet (siehe Kapitel 3.3.3). Eine Änderung der Biotopwertpunkte kann wiederum mithilfe der in Schweppe-Kraft et al. (2020) ermittelten Zahlungsbereitschaften für die Verbesserung der Biotopwertpunkte monetarisiert werden. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft bildet dabei die gesellschaftliche Wertschätzung des Nicht-Nutzungswerts der Qualität der Habitate ab

und wird daher als Schätzer für die Bestimmung des gesellschaftlichen Nutzens der Habitatbereitstellung genutzt. Der Wert pro Biotopwertpunkt pro Hektar liegt bei 273 €.

Die Änderung der **Abflussregulation** bzw. die Wasserrückhaltefunktion wird mittels Ersatzkosten bewertet. Die verwendeten Ersatzkosten stammen aus Mehl et al. (2018a) und stellen die durchschnittlichen Kosten für den technischen Wasserrückhalt über Wasserrückhaltebecken und Polder dar. Das heißt, der gesellschaftliche Nutzen dieser Ökosystemleistung liegt darin, dass durch einen verbesserten Wasserrückhalt der Moore und Wälder keine zusätzlichen Kosten für technische Maßnahmen entstehen, um dieselbe (Hochwasserschutz)Leistung zu erbringen. Die Ersatzkosten belaufen sich auf 36,8 €/m³.

Die Bewertung der **Ästhetik und Erholungsfunktion** erfolgt über die Änderung der Wertstufen, die unterschiedliche Dimensionen der Ästhetik und Erholung abbilden (siehe Kapitel 3.3.5). Die Veränderung der Wertstufen wird anschließend mithilfe der Zahlungsbereitschaft für das Vorhandensein einer ausgebauten Freizeitinfrastruktur in Wäldern (Wege & Pfade, Wegweiser, touristischer Fazilitäten) monetarisiert, die in der Studie von Gatto et al. (2013) mittels eines diskreten Auswahl experimentes bestimmt worden ist. Der Wert liegt bei 83,7 €/Haushalt/Jahr für 10 Jahre. Das Auswahl experiment wurde in Italien durchgeführt. Der Wert bildet folglich die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft in Italien und nicht in Deutschland ab. Das heißt, es wird angenommen, dass die Präferenz bzw. Zahlungsbereitschaft für Freizeitinfrastrukturen in Deutschland vergleichbar mit der in Italien ist und somit genutzt werden kann, um den gesellschaftlichen Wert der verbesserten Erholungsfunktion renaturierter Wälder zu bestimmen. Die Erholungsfunktion der Wälder wurde zwar auch in Deutschland bestimmt, aber die Werte sind für die Bewertung der Wertstufen, über die die Änderung der Ästhetik und Erholungsfunktion gemessen wird, nicht geeignet. Es lässt sich aber an dieser Stelle hervorheben, dass in der Studie von Elsasser et al. (2020a) eine Zahlungsbereitschaft für den Zutritt zu Waldnaturschutzgebieten ermittelt wird. Diese lag bei 63,3 €/Haushalt/Jahr, also in einer vergleichbaren Größendimension. Da diese Studie allerdings nur den Zutritt, aber nicht das Vorhandensein oder die Qualität von Freizeitinfrastruktur bewertet, wurde der zur Wertstufensystematik passendere Wert aus Gatto et al. (2013) verwendet. Darüber hinaus wurde vereinfachend angenommen, dass die Ästhetik und Erholungsfunktion der renaturierten Wälder hauptsächlich lokal bzw. regional wirkt. Daher wurden bei der Anwendung der Zahlungsbereitschaft aus Gatto et al. (2013) nur die Haushalte berücksichtigt, die sich in den Bezirken befinden, in denen die renaturierten Ökosysteme liegen. Konkret betrifft dies ausschließlich das Fallbeispiel Presseler Heidewald, da nur für dieses Fallbeispiel eine Änderung der Ästhetik und Erholungsfunktion modelliert werden konnte. Die Anzahl der Haushalte in den Postleitzirkeln, über die sich der Presseler Heidewald erstreckt, entspricht 35.373 Haushalten. Für die Hochrechnung wurde der Wert der Zahlungsbereitschaft von den in der Studie angenommenen 10 Jahren auf den Zeithorizont von 30 Jahren im vorliegenden Projekt verteilt.

Die hier dargestellten Werte wurden gewählt, da sie nutzen- bzw. präferenzbasierte Werte darstellen und das Ziel dieses Projekts die Monetarisierung des gesellschaftlichen Nutzens der Renaturierung ist. Ausschließlich der monetäre Wert zur Bewertung der Abflussregulation basiert auf einer kostenbasierten Methode, die weder einen gesellschaftlichen Nutzen noch einen der vermiedenen gesellschaftliche Schäden abbildet. Für die Bewertung der Änderung der Ökosystemleistungsbereitstellung könnten auch ausschließlich kostenbasierte Werte verwendet werden. Kostenbasierte Werte bilden aus ökonomischer Sicht allerdings nicht den

gesellschaftlichen Nutzen ab. Somit wäre die Verwendung dieser Werte nicht im Einklang mit der Zielsetzung des Projekts.

Darüber hinaus wurden im Rahmen des Projekts alle Bewertungen auch auf Grundlage von Minimalwerten durchgeführt (z. B.: CO₂-Zertifikatspreis statt Schadenskosten), um zu prüfen, wie sehr die Ergebnisse von der Wahl der monetären Werte zur Bewertung der Nutzen der Renaturierung abhängig sind. Die verwendeten Minimalwerte und Ergebnisse dieser Minimalwertanalyse werden in diesem Bericht nicht näher diskutiert. Es sollte allerdings darauf hingewiesen werden, dass die Ergebnisse dieser Minimalwertanalyse in ihrer Richtung von den in Kapitel 3 dargestellten Ergebnissen nicht abweichen und somit den hier abgeleiteten inhaltlichen Analysen nicht widersprechen.

Tab. 29: Ökonomische Werte für die Bewertung der Ökosystemleistungen (alle Werte auf Jahr 2023 angepasst).

Ökosystemleistung	Bewertungsmethode	Wert	Quelle
Rückhalt von THG	Gesellschaftliche Schadenskosten durch Treibhausgasemissionen	294,17 €/t CO ₂ -Äq.	Matthey et al. (2024)
Rückhalt von Stickstoff	Umweltkosten für Emission von N in Oberflächengewässer	24,3 €/kg N	Matthey et al. (2024)
Rückhalt von Phosphor	Umweltkosten für Emission von P in Oberflächengewässer	179,1 €/kg P	Matthey et al. (2024)
Habitatbereitstellung	Biotopwertverfahren	273,0 €/Biotopwertpunkt	Schwepe-Kraft et al. (2020)
Abflussregulation	Ersatzkostenmethode	36,8 €/m ³	Mehl et al. (2018a)
Ästhetik, Erholungsfunktion	Benefit Transfer aus Zahlungsbereitschaftsstudie	83,7 €/Haushalt/Jahr (für 10 Jahre)	Gatto et al. (2013)

Mithilfe der beschriebenen monetären Werte lässt sich der gesellschaftliche Nutzen in Euro pro Jahr berechnen. Um den ökonomischen Gesamtwert über den im Projekt festgelegten Betrachtungszeitraum von 30 Jahren zu bestimmen, wird der Barwert der jährlichen Nutzenflüsse bestimmt. Dafür wird der zukünftige Nutzen auf den heutigen Zeitpunkt diskontiert. Zur Bestimmung des gegenwärtigen Werts des zukünftigen Nutzens werden die Abzinsungsraten bzw. Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % verwendet. Die verschiedenen Abzinsungsraten stellen dabei unterschiedliche (normative) Annahmen über die (gesellschaftliche) Gewichtung des zukünftigen Nutzens dar, wobei eine niedrigere Rate den Nutzen zukünftiger Generationen weniger stark abwertet. Zur Vereinfachung wird außerdem angenommen, dass der volle jährliche Nutzen der Renaturierung ab dem Jahr 1 (t₁) eintritt. Das bedeutet, dass für die ökonomische Bewertung des Nutzens der Renaturierung angenommen wird, dass die modellierten Änderungen in allen Ökosystemleistungen bereits ab dem ersten Jahr eintreten und konstant über den Bewertungszeitraum bleiben. Sie stellen sozusagen die durchschnittlichen jährlichen Nutzenflüsse der Wald- oder Moorrenaturierung dar. Diese Annahme ist für den Nährstoffrückhalt, die Abflussregulation oder auch die Erholungsfunktion vermutlich von geringerer

Bedeutung. Eine genauere Analyse der Entwicklungskurven der Änderungen in den Ökosystemleistungen könnte für die Bewertung der Habitatbereitstellung sehr relevant sein. Für eine richtungssichere Bestimmung der Entwicklungskurven der Habitatbereitstellung wäre allerdings ein längerer Bewertungszeitraum (>30 Jahre) notwendig (Schweppe Kraft et al., 2020). Modellierungen über längere Zeiträume sind allerdings mit großen Unsicherheiten verbunden, die die Aussagekraft solcher Entwicklungskurven beeinträchtigen und somit nicht unbedingt zu einer höheren Genauigkeit beitragen. Vor diesem Hintergrund wurden die beschriebenen Grenzen der Bewertung (30 Jahre) festgelegt und entsprechende Annahmen getroffen (durchschnittliche jährliche Nutzenflüsse ab Jahr 1).

Für die Berechnung des Barwerts des Nutzens werden die folgenden Formeln verwendet, wobei B den Nutzen, r die Diskontrate und t das Jahr, in dem der Nutzen anfällt, darstellt. Ebenso wird der Barwert aller Kosten in ähnlicher Weise berechnet, wobei die Kosten durch C dargestellt werden.

$$4. \text{ Barwert (Nutzen)} = \sum_{t=0}^{t=n} \frac{B_t}{(1+r)^t}$$

$$5. \text{ Barwert (Kosten)} = \sum_{t=0}^{t=n} \frac{C_t}{(1+r)^t}$$

In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse der Berechnung des jährlichen Nutzens und Barwerts des ökonomischen Gesamtwertes für die einzelnen Fallbeispiele tabellarisch aufgelistet (vgl. Tab. 30 bis Tab. 39). In den Tabellen sind nur die Ökosystemleistungen abgebildet, die auf Grundlage der Maßnahmenbeschreibungen in den Fallbeispielen und der zur Verfügung stehenden Daten und Methoden quantifiziert und umweltökonomisch bewertbar waren. In Kapitel 3.4 finden sich ausführliche Informationen, welche Maßnahmen in den Fallbeispielen umgesetzt wurden und welche Änderungen in den Ökosystemleistungen biophysikalisch modelliert werden konnten.

3.5.2 Fallbeispiel Klädener Norden

Tab. 30: Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Klädener Norden.

Bewertete Ökosystemleistung	Änderung der Ökosystemleistungen (=Δ)	Jährlicher Nutzen in €/Jahr
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	217 t CO ₂ -Äq./Jahr	80.718 €/Jahr
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	2.841 kg/Jahr	68.951 €/Jahr
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	74,8 kg/Jahr	13.398 €/Jahr
Abflussregulation	115.415 m ³	141.576 €/Jahr

Bewertete Ökosystemleistung	Änderung der Ökosystemleistungen (=Δ)	Jährlicher Nutzen in €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen		304.643 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen pro Hektar		2.208 €/ha/Jahr

Tab. 31: Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für das Fallbeispiel Klädener Norden unter Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

Ökosystemleistungen	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	2.061.889 €	1.534.621 €	1.180.575 €
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	1.779.467 €	1.351.470 €	1.059.946 €
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	345.772 €	262.607 €	205.960 €
Abflussregulation (Wasserrückhalt)	3.653.752 €	2.774.952 €	2.176.370 €
Gesamtbarwert	7.840.880 €	5.923.650 €	4.622.851 €
Gesamtbarwert pro Hektar	56.818 €/ha	42.925 €/ha	33.499 €/ha

3.5.3 Fallbeispiel Endinger Bruch

Tab. 32: Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Endinger Bruch.

Bewertete Ökosystemleistung	Änderung der Ökosystemleistungen (=Δ)	Jährlicher Nutzen in €/Jahr
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	874 t CO ₂ -Äq./Jahr	325.104 €/Jahr
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	4.516 kg/Jahr	109.603 €/Jahr
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	3,8 kg/Jahr	681 €/Jahr
Abflussregulation	2.600 m ³	3.189 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen		438.577 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen pro Hektar		765 €/ha/Jahr

Tab. 33: Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für Endinger Bruch nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

Ökosystemleistungen	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	8.304.567 €	6.180.917 €	4.754.943 €
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	2.828.602 €	2.148.267 €	1.684.867 €
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	17.575 €	13.348 €	10.469 €
Abflussregulation (Wasserrückhalt)	82.301 €	62.506 €	49.023 €
Gesamtbarwert	11.233.045 €	8.405.038 €	6.499.303 €
Gesamtbarwert pro Hektar	19.604 €/ha	14.668 €/ha	11.343 €/ha

3.5.4 Fallbeispiel Peenequellmoor

Tab. 34: Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Peenequellmoor.

Bewertete Ökosystemleistung	Änderung der Ökosystemleistungen (=Δ)	Jährlicher Nutzen in €/Jahr
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	256 t CO ₂ -Äq./Jahr	95.225 €/Jahr
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	1.965 kg/Jahr	47.691 €/Jahr
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	23,4 kg/Jahr	4.191 €/Jahr
Abflussregulation	26.698 m ³	32.750 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen		179.857 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen pro Hektar		2.580 €/ha/Jahr

Tab. 35: Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für Peenequellmoor nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

Ökosystemleistungen	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	2.432.459 €	1.810.429 €	1.392.752 €

Ökosystemleistungen	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	1.230.795 €	934.765 €	733.128 €
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	108.160 €	82.145 €	64.426 €
Abflussregulation (Wasserrückhalt)	845.202 €	641.914 €	503.448 €
Gesamtbarwert	4.616.616 €	3.469.253 €	2.693.754 €
Gesamtbarwert pro Hektar	66.236 €/ha	49.774 €/ha	38.648 €/ha

3.5.5 Fallbeispiel Presseler Heidewald- und Moorgebiet

Tab. 36: Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Presseler Heidewald- und Moor.

Bewertete Ökosystemleistung	Änderung der Ökosystemleistungen (=Δ)	Jährlicher Nutzen in €/Jahr
Waldbereiche		
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	-136 t CO ₂ -Äq./Jahr	-50.588 €/Jahr
Habitatbereitstellung	1,36 Biotopwertpunkte	1.151.094 €/Jahr
Ästhetik & Erholungsfunktion	3 Wertpunkte (Maßnahmen zur Besucherlenkung)	986.553 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen		2.087.059 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen pro Hektar		673 €/ha/Jahr
Moorbereich		
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	1.916 t CO ₂ -Äq./Jahr	712.699 €/Jahr
Habitatbereitstellung	2,86 Biotopwertpunkte	527.865 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen		1.240.564 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen pro Hektar		1.835 €/ha/Jahr

Tab. 37: Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für Presseler Heidewald- und Moor nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

Ökosystemleistungen	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Waldbereiche			
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	-1.292.244 €	-961.790 €	-739.900 €
Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt	29.707.098 €	22.561.950 €	17.695.136 €
Ästhetik, Erholungsfunktion	25.460.672 €	19.336.874 €	15.165.738 €
Gesamtbarwert	53.875.526 €	40.937.034 €	32.120.974
Gesamtbarwert pro Hektar	17.379 €/ha	13.205 €/ha	10.362 €/ha
Moorbereiche			
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	18.205.436 €	13.549.927 €	10.423.880 €
Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt	13.622.986 €	10.346.387 €	8.114.579 €
Gesamtbarwert	31.828.422 €	23.896.314 €	18.538.459 €
Gesamtbarwert pro Hektar	47.083 €/ha	35.350 €/ha	27.424 €/ha

3.5.6 Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth

Tab. 38: Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth.

Bewertete Ökosystemleistung	Änderung der Ökosystemleistungen (=Δ)	Jährlicher Nutzen in €/Jahr
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	153 t CO ₂ -Äq./Jahr	56.912 €/Jahr
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	2.436 kg/Jahr	59.122 €/Jahr
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	2,86 kg/Jahr	512 €/Jahr
Abflussregulation	285,8 m ³	351 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen		116.897 €/Jahr
Jährlicher Gesamtnutzen pro Hektar		4.087 €/ha/Jahr

Tab. 39: Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für Bruchseewiesen Flieth nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

Ökosystemleistungen	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Klimaschutz (Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung)	1.453.774 €	1.082.014 €	832.387 €
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Stickstoff	1.525.803 €	1.158.817 €	908.850 €
Stoffrückhalt durch Böden (Gewässerschutzleistung) - Phosphor	13.214 €	10.035 €	7.871 €
Abflussregulation (Wasserrückhalt)	9.059 €	6.880 €	5.396 €
Gesamtbarwert	3.001.850 €	2.257.746 €	1.754.504 €
Gesamtbarwert pro Hektar	104.960 €/ha	78.942 €/ha	61.346 €/ha

3.5.7 Diskussion der Schätzungen des ökonomischen Gesamtwertes

Die Ergebnisse der Schätzung des ökonomischen Gesamtwertes weisen eine große Wertespanne auf. Für die Fallbeispiele zu den Waldgebieten liegen die Gesamtbarwerte bei einer Diskontrate von 3 % in einer Spanne von circa 13.205 bis 49.774 €₂₀₂₃/ha. Bei den Beispielen zu Mooregebieten liegen die Barwerte weit auseinander und reichen bei einer Diskontrate von 3 % von 35.350 bis 78.942 €₂₀₂₃/ha.

Diese starken Schwankungen zwischen den Fallbeispielen hängen eng mit dem Umfang der renaturierten Fläche, den umgesetzten Maßnahmen und mit den zur Verfügung stehenden Daten zu den Änderungen in den ÖSL zusammen. Auch bei den Fallbeispielen, in denen die gleichen Ökosystemleistungen gemessen und ökonomisch bewertet wurden, ergeben sich signifikante Unterschiede im Gesamtwert pro Hektar. Diese resultieren aus der unterschiedlichen Höhe der Änderung in den Ökosystemleistungen in Relation zu der Fläche, auf der die Renaturierungsmaßnahmen implementiert worden sind. Beispielsweise ist der Gesamtwert pro Hektar im Endinger Bruch deutlich geringer als im Klädener Norden oder im Peenequellmoor, obwohl die gleichen Ökosystemleistungen gemessen und ökonomisch bewertet wurden. Bezogen auf die untersuchte Renaturierungsfläche dieser Fallbeispiele erreichen die Ökosystemleistungen durch die Renaturierungsmaßnahmen im Endinger Bruch (573 ha) eine deutlich geringere Veränderung pro Hektar als im Klädener Norden (138 ha) und im Peenequellmoor (70 ha). Dies spiegelt sich in den angegebenen Barwerten in Euro pro Hektar wider.

Den Wertspannen sollte aufgrund der genannten Einschränkungen dieser Analyse nicht übermäßig viel Gewicht in der Interpretation gegeben werden. Viel mehr zeigen sie auf, dass die aktuelle Datenverfügbarkeit zu Renaturierungsbeispielen und methodische Grenzen in der umweltökonomischen Bewertung die Bestimmung des tatsächlichen gesellschaftlichen Nutzens der Renaturierung weiterhin erschweren und nur ungefähre Schätzwerte bestimmt werden können.

3.6 Ermittlung der Gesamtkosten der jeweiligen Renaturierungsfallbeispiele

3.6.1 Vorgehensweise zur Schätzung der Gesamtkosten

Wie bei der Berechnung des gesellschaftlichen Gesamtnutzens werden auch bei der Berechnung der Gesamtkosten alle Werte über einen Zeitraum von insgesamt 30 Jahren betrachtet und auf den heutigen Zeitpunkt diskontiert. Für die Diskontierung wurden Abzinsungsraten von 1 %, 3 % und 5 % gewählt und die daraus resultierenden (Gesamt-)Kosten miteinander verglichen.

Die hier verwendeten Kosten konnten zum Teil den Fallbeispielen entnommen werden. Des Weiteren wurden von biota Kostenschätzungen zur Planung und Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen bereitgestellt und zusätzliche Werte zu unterschiedlichen Kostenarten aus der Literatur herangezogen. Dadurch sollten die Datenlücken in den Fallbeispielen geschlossen werden. Das bedeutet, dass die im Projekt berechneten Gesamtkosten eine belastbare Annäherung an die tatsächlichen Gesamtkosten darstellen.

Unter den betrachteten Kosten befinden sich:

- Investitions- bzw. Kapitalkosten
 - Kosten für Flächensicherung
 - Planungs- und Durchführungskosten
 - Maschinenbeschaffung
 - Personalkosten
- Instandhaltungs- und Pflegekosten
 - Unterhaltungskosten
 - Personalkosten
 - Evtl. Monitoringkosten
- Opportunitätskosten

Analog zur Vorgehensweise bei der Ermittlung des ökonomischen Nutzens der Renaturierung wurden alle Kosten auf das Jahr 2023 angepasst.

Die Investitionskosten konnten den Fallbeispielen direkt entnommen werden. Sie sind vor allem von der Anzahl und dem Umfang der Renaturierungsmaßnahmen abhängig. Für die vier Wald- und Waldmoorbeispiele liegen sie zwischen 1.191 und 2.177 €₂₀₂₃/ha. Bei den zwei Moorbeispielen fallen die Kosten ähnlich weit auseinander und reichen von 915 bis 1.755 €₂₀₂₃/ha. Die Spannbreite für die Investitionskosten der Moorbeispiele deckt sich mit Werten aus der Literatur. In Wichmann et al. (2022) werden die durchschnittlichen Bau- und Planungskosten der Moorbiedervernässung auf 3.610 €₂₀₂₃/ha geschätzt, wobei die Spannbreite der Werte sehr groß ausfällt und von ungefähr 1.180 bis 19.440 €₂₀₂₃/ha reicht.

Die Opportunitätskosten spiegeln die wegfallenden bzw. verminderten forst- oder landwirtschaftlichen Erträge wider, die aus der Renaturierung und der damit einhergehenden Nutzungseinschränkung der Flächen resultieren. Die Opportunitätskosten wurden auf Grundlage von Literaturwerten hergeleitet. Dabei wurde geprüft, inwiefern die den Literaturwerten zugrunde liegende Wald- oder Agrarlandnutzung den Zustand in den unterschiedlichen Fallbeispielen vor der Renaturierung beschreibt, um möglichst richtungssichere und passgenaue

Opportunitätskosten für die Kostenbewertung zu verwenden. Für die Bestimmung der Opportunitätskosten des naturnahen Waldumbaus wurden u.a. die Ergebnisse der Fallstudienanalyse von Rosenkranz et al. (2014) verwendet. Rosenkranz et al. (2014) nutzen ein Simulationsmodell, um die Einkommensverluste abzuschätzen, die durch die Umsetzung von FFH-Maßnahmen in unterschiedlichen Waldhabitaten für die betroffenen Forstbetriebe entstehen. Im Durchschnitt belaufen sich die berechneten Einkommensverluste auf circa 48,4 €₂₀₂₃/ha/Jahr. Neben diesem Wert wurde außerdem für zwei Waldbeispiele der Reinertrag für Kiefernwälder verwendet, der im Bericht des BMEL (2024a) zur wirtschaftlichen Lage der forstwirtschaftlichen Betriebe dokumentiert ist. Der Reinertrag (abzüglich der Subventionen) liegt für Kiefernwälder bei circa 117 €₂₀₂₃/ha/Jahr. Für die Wiedervernässung der Moore wurden zur Bestimmung der Opportunitätskosten Schätzungen der regionalisierten Deckungsbeitragsverluste aus Schaller (2015) und Domke (2023) herangezogen, die in den Quellen für unterschiedliche Umstellungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und regional differenziert aufbereitet werden. Die Höhe von Opportunitätskosten kann bei der Wiedervernässung von Moorböden von Betrieb zu Betrieb stark variieren und ist von der bisherigen Nutzung der Fläche (z.B. Acker- oder Grünland), den jeweiligen betrieblichen und geographischen Kontextfaktoren sowie dem Umfang der Wiedervernässung abhängig (Buschmann & Osterburg, 2023; Osterburg et al., 2007; Schäfer et al., 2022). Vor diesem Hintergrund wurde hier besonders darauf geachtet, dass die zur Berechnung der Opportunitätskosten verwendeten Deckungsbeitragsverluste aus Schaller (2015) und Domke (2023) eine Veränderung der Bewirtschaftung in einer Region beschreiben, die mit der Umstellung der Bewirtschaftung in den Fallbeispielen möglichst exakt übereinstimmt.

Für die Bestimmung der Pflegekosten wurden die Werte aus Peh et al. (2014) genutzt. Die Autor*innen haben eine Bewertung aller Kosten und Nutzen der Wiederherstellung in Großbritannien vorgenommen und die Instandhaltungskosten eines wiederhergestellten Feuchtgebiets auf 169,6 €₂₀₂₃/ha/Jahr geschätzt. Da dieser Wert die Unterhaltungskosten für Wasserrückhaltemaßnahmen darstellt und in allen Fallstudien vergleichbare Maßnahmen umgesetzt worden sind (bzw. werden), wurde dieser Wert als eine Annäherung an die Instandhaltungs- und Pflegekosten für alle Fallbeispiele übernommen. Diese Kosten liegen beispielsweise über den von Willenbockel (2024) angenommenen 100 €/ha/Jahr, der die Mindestausgleichszahlung schätzt, die in Deutschland erforderlich wäre, um eine freiwillige Umstellung der landwirtschaftlichen Produktion auf die Gewinnung von Kohlenstoffgutschriften durch Moorwiedervernässung zu bewirken. Es wird außerdem davon ausgegangen, dass die Unterhaltungs- und Pflegekosten nach Renaturierung im Durchschnitt höher ausfallen als die Unterhaltungskosten einer „konventionellen“ Bewirtschaftung. Folglich müssen diese Kosten im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse berücksichtigt werden, da sie sich nicht durch den vollständigen oder teilweisen Wegfall der bisherigen Unterhaltungs- und Pflegekosten ausgleichen.

In den folgenden Unterkapiteln werden die Berechnungen der Barwerte der Kosten der Renaturierung für jedes Fallbeispiel unter Verwendung unterschiedlicher Diskontraten tabellarisch dargestellt. Außerdem wird die Berechnung der Gesamtkosten für jedes Beispiel näher beschrieben, da sich die Fallbeispiele hinsichtlich der umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen, ihrer Flächengröße und der Landnutzung vor und nach Renaturierung stark unterscheiden und somit unterschiedliche Kostendaten zur Berechnung der diskontierten Gesamtkosten verwendet worden sind.

3.6.2 Fallbeispiel Klädener Norden

Für das Fallbeispiel Klädener Norden wurden die Planungs- und Baukosten der Projektdokumentation entnommen. Sie beliefen sich auf ungefähr 178.000 € und wurden hier zur Bestimmung der Investitions- bzw. Kapitalkosten herangezogen (vgl. Tab. 40). Für die Berechnung der Barwerte der weiteren Kosten wurden die in Kapitel 3.6.1 erläuterten Literaturwerte verwendet. Für die Bewertung der Opportunitätskosten wurden die Werte aus Rosenkranz et al. (2014) angesetzt. Im Fallbeispiel wurden hauptsächlich Wasserrückhaltemaßnahmen zum Schutz der Moorfläche im Wald durchgeführt. Diese Maßnahmen schließen eine weitere forstwirtschaftliche Nutzung nicht aus und haben nur geringe Auswirkungen auf die forstwirtschaftlichen Erträge. Dennoch kann es aufgrund von höheren Wasserständen in Gebietsabschnitten zu Ertragsverlusten kommen. Diese Auswirkungen auf die Bewirtschaftung sollen durch die Verwendung der Werte aus Rosenkranz et al. (2014) abgebildet werden.

Tab. 40: Berechnung der Kosten der Renaturierung für Klädener Norden nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

	Kostensatz	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Kapitalkosten	178.000 €			
Kapitalkosten pro Hektar	1.290 €/ha			
Pflege- und Instandhaltungskosten	169,63 €/ha/Jahr	604.131 €	458.826 €	359.853 €
Opportunitätskosten	48,42 €/ha/Jahr	172.446 €	130.969 €	102.718 €
Gesamtkosten		954.577 €	767.795 €	640.571 €
Gesamtkosten pro Hektar		6.918 €/ha	5.564 €/ha	4.642 €/ha

3.6.3 Fallbeispiel Endinger Bruch

Für das Fallbeispiel Endinger Bruch wurden zur Bestimmung der Investitions- und Kapitalkosten die tatsächlich im Projekt angefallenen Planungs- und Baukosten übernommen. Sie lagen bei ungefähr 682.400 € (vgl. Tab. 41). Für die Berechnung der Barwerte der weiteren Kosten wurden die in Kapitel 3.6.1 erläuterten Literaturwerte verwendet. Wie bereits im Fallbeispiel Klädener Norden wurde die forstwirtschaftliche Nutzung der Fläche kaum eingeschränkt. Ertragsverluste ergeben sich ausschließlich durch Maßnahmen zur Erhöhung des Wasserrückhalts und der Wiedervernässung des Waldmoors. Aus diesem Grund wurden auch hier die Opportunitätskosten aus Rosenkranz et al. (2014) für die Berechnung der Gesamtkosten verwendet.

Tab. 41: Berechnung der Kosten der Renaturierung für Endinger Bruch nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

	Kostensatz	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Kapitalkosten	682.404 €			
Kapitalkosten pro Hektar	1.191 €/ha			
Pflege- und Instandhaltungskosten	169,63 €/ha Jahr	2.508.457 €	1.905.124 €	1.494.171 €

	Kostensatz	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Opportunitätskosten	48,42 €/ha Jahr	716.026 €	543.808 €	426.503 €
Gesamtkosten		3.906.897 €	3.131.342 €/ha	2.603.083 €
Gesamtkosten pro Hektar		6.819 €/ha	5.465 €/ha	4.543 €/ha

3.6.4 Fallbeispiel Peenequellmoor

Der Dokumentation des Fallbeispiels Peenequellmoor konnten die Planungs- und Baukosten entnommen werden. Sie belaufen sich auf ungefähr 152.000 € und werden hier als Investitions- bzw. Kapitalkosten verwendet (Tab. 42).

Im WRRL-Bewirtschaftungsplan wird die Renaturierung des Peenequellmoores als eine Maßnahme zur gewässerschutzbezogenen Verbesserung des ökologischen Potenzials der Ostpeene aufgeführt, um den Wasserstand im Peene-Holz zu erhöhen und unabhängig vom Vorflutniveau der Ostpeene zu stabilisieren, wodurch andere Bewirtschaftungsmöglichkeiten innerhalb des Gebiets entfallen. Da die bewaldete Fläche im Fallbeispiel vor der Renaturierung nicht forstwirtschaftlich genutzt wurde, wurde für die Berechnung der Opportunitätskosten ausschließlich die landwirtschaftlich genutzte Grünlandfläche (25 ha) berücksichtigt. Dafür wurde angenommen, dass durch die Vollvernässung keine weitere Bewirtschaftung auf dem Grünland möglich ist. Domke (2023) berechnet für Mecklenburg-Vorpommern die durchschnittlichen Erträge aus der Grünlandbewirtschaftung für die kurzfristige Perspektive. Sie liegen bei circa 773,19 €₂₀₂₃/ha/Jahr. In einer längerfristigen Betrachtung würden diese Kosten niedriger ausfallen, allerdings wären hierfür einzelbetriebliche Modellierungen erforderlich, die derzeit nicht vorliegen. Dieser Wert liegt unter dem bundesweiten Durchschnitt, wurde jedoch für die Region des Fallbeispiels als repräsentativer eingeschätzt.

Tab. 42: Berechnung der Kosten der Renaturierung für Peenequellmoor nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

	Kostensatz	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Kapitalkosten	151.766 €			
Kapitalkosten pro Hektar	2.177 €/ha			
Pflege- und Instandhaltungskosten	169,63 €/ha/Jahr	305.130 €	231.740 €	181.752 €
Opportunitätskosten	773,19 €/ha/Jahr	498.857 €	378.872 €	297.146 €
Gesamtkosten		955.753 €	762.378 €	630.664 €
Gesamtkosten pro Hektar		13.712 €/ha	10.938 €/ha	9.048 €/ha

3.6.5 Fallbeispiel Presseler Heidewald- und Moorgebiet

Für das Fallbeispiel Presseler Heidewald und -Moor lagen die tatsächlich getätigten Planungs- und Baukosten bei circa 6.626.104 €₂₀₂₃. Dabei ist hervorzuheben, dass diese Kosten auch die Kosten für Grundstückserwerbe einschließen. Da es sich bei diesem Beispiel, sowohl um eine Wald- als auch Moorrenewaturierung handelt, wurde dieser Wert auf Grundlage der jeweiligen

Flächenanteile der renaturierten Gesamtfläche aufgeteilt. Die daraus resultierenden Kapitalkosten liegen für die Wiedervernässung des Waldbereichs bei 5.439.863 €₂₀₂₃ und für die Wiedervernässung des Mooregebiets bei 1.186.241 €₂₀₂₃ (vgl. Tab. 43).

Für die Opportunitätskosten der Renaturierung des Moors wird eine Schätzung der durchschnittlichen Deckungsbeitragsverluste durch die vollständige Nutzungsaufgabe einer produktiven landwirtschaftlichen Fläche auf organischen Boden in Sachsen aus Domke (2023) verwendet. Der in Domke ermittelte Ertragsverlust liegt bei 760,28 €₂₀₂₃. Im Fallbeispiel sollte trotz Moorrenaturierung eine landwirtschaftliche Teilnutzung der Flächen weiterhin möglich sein. So wurden Ackerflächen in extensives Grünland umgewandelt und der Viehbesatz pro Hektar Weidefläche reduziert. Während solche Maßnahmen zu Ertragseinbußen führen, sind bei nasser Bewirtschaftung noch Erträge erzielbar, wobei niedrig gelegene Teilflächen mit Staunässe wahrscheinlich ganz aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen werden müssen. Aufgrund dieser kleinräumigen Unterschiede und Unsicherheiten bei den Erträgen wurde vereinfachend angenommen, dass die Wiedervernässung des Moors zu einer vollständigen Nutzungsaufgabe führte. Damit sind die hier verwendeten Deckungsbeitragsverluste eher eine Überschätzung der tatsächlichen Opportunitätskosten.

Für den überwiegenden Teil der Waldfläche ist eine weitere Nutzung nicht möglich, so dass die Opportunitätskosten die Reinerträge der forstwirtschaftlichen Nutzung vollumfänglich abbilden. Hierfür werden die durchschnittlichen Reinerträge eines privaten Kiefernwaldes ab 200 ha der Jahre 2018-2022 in Höhe von 116,80 €/ha verwendet (BMEL, 2024a), worunter die Produktbereiche 1-3 (Produktion von Holz und anderen Erzeugnissen, Schutz und Sanierung sowie Erholung und Umweltbildung) abgedeckt sind. In den Flächen außerhalb der Prozessschutzzone ist eine weitere Nutzung unter bestimmten naturschutzfachlichen Voraussetzungen (z. B. Naturverjüngungsverfahren) möglich. In den Prozessschutzzonen ist in bestimmten Bereichen im Einzugsgebiet der Moore eine Restnutzung bis zum normalen Umtriebsalter möglich. In allen anderen Bereichen wurde die forstliche Nutzung eingestellt.

Tab. 43: Berechnung der Kosten der Renaturierung für Presseler Heidewald- und Moor nach Diskontsraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

	Kostensatz	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Waldbereiche				
Kapitalkosten	5.439.863 €			
Kapitalkosten pro Hektar	1.755 €/ha			
Pflege- und Instandhaltungskosten (Wald)	169,63 €/ha/Jahr	13.571.061 €	10.306.951 €	8.083.649 €
Opportunitätskosten (Wald)	116,80 €/ha/Jahr	9.344.455 €	7.096.928 €	5.566.057 €
Gesamtkosten		28.355.379 €	22.843.742 €	19.089.569 €
Gesamtkosten pro Hektar		9.147 €/ha	7.369 €/ha	6.158 €/ha
Moorebereiche				
Kapitalkosten	1.186.241 €			
Kapitalkosten pro Hektar	1.755 €/ha			

	Kostensatz	Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Pflege- und Instandhaltungskosten (Moor)	169,63 €/ha/Jahr	2.959.367 €	2.247.583 €	1.762.759 €
Opportunitätskosten (Moor)	760,28 €/ha/Jahr	13.263.853 €	10.073.633 €	7.900.660 €
Gesamtkosten		17.409.461 €	13.507.454 €	10.849.658 €
Gesamtkosten pro Hektar		25.754 €/ha	19.981 €/ha	16.050 €/ha

3.6.6 Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth

Für das Moorbeispiel Bruchseewiesen Flieth sind die Kapitalkosten inkl. Planungs- und Maßnahmenkosten dokumentiert und liegen bei 26.160 €₂₀₂₃ (vgl. Tab. 44). Im Fallbeispiel wurde die Bewirtschaftung der Fläche auf eine Feucht- und Nasswiesenbewirtschaftung umgestellt. Aus diesem Grund werden die durch Schaller (2015) berechneten Opportunitätskosten verwendet. Schaller (2015) berechnet die Deckungsbeitragsverluste für eine Umstellung von einem mittleren extensiv bewirtschafteten Grünland auf nasses, einschüriges Pflegegrünland mit Aufwuchsverwertung in Brandenburg. Durch diese Umstellung fallen Deckungsbeitragsverluste (ohne Prämie) in Höhe von 299,74 €₂₀₂₃/ha/Jahr an. Die Kostenschätzungen sind zudem mit den Schätzungen von Osterburg et al. (2007) vergleichbar. Im Rahmen der Studie wurde untersucht, welche Kompensation für landwirtschaftliche Betriebe erforderlich wäre, um eine kosteneffiziente Reduzierung des Nitrats in der Landwirtschaft gemäß der WRRL zu erreichen. Im Falle der Umsetzung von Maßnahmen zur Moorwiedervernässung mit dem Ziel einer verstärkten Stickstoffrückhaltung, wie sie von der WRRL gefordert wird, sind landwirtschaftliche Verluste zu erwarten, die kompensiert werden müssten. Diese wurden von Osterburg et al. (2007) im Mittel in Höhe von 344,87 €₂₀₂₃/ha/Jahr geschätzt. Für die Berechnungen wurden die Schätzungen aus Schaller (2015) verwendet, da sie aktueller und passgenauer erscheinen.

Tab. 44: Berechnung der Kosten der Renaturierung für Bruchseewiesen Flieth nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

		Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Kapitalkosten	26.160 €			
Kapitalkosten pro Hektar	915 €/ha			
Pflege- und Instandhaltungskosten	169,63 €/ha	125.204 €	95.090 €	74.578 €
Opportunitätskosten	299,74 €/ha/Jahr	221.238 €	168.026 €	131.781 €
Gesamtkosten		372.602 €	289.276 €	232.519 €
Gesamtkosten pro Hektar		13.028 €/ha	10.115 €/ha	8.130 €/ha

3.7 Ermittlung des Nettonutzens der Renaturierungsfallbeispiele

Im Rahmen des Projekts erfolgt die Ermittlung des Nettonutzens der Renaturierung durch Gegenüberstellung des volkswirtschaftlichen Nutzens und der betriebswirtschaftlichen Kosten, die aus der Renaturierung resultieren. Hierbei ist zu beachten, dass es sich nicht um eine rein volkswirtschaftliche oder rein betriebswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse handelt. Die

Gegenüberstellung volkswirtschaftlicher Nutzen und betriebswirtschaftlicher Kosten begründet sich dadurch, dass in diesem Projekt untersucht wird, inwiefern der volkswirtschaftliche Nutzen der Renaturierung in betriebswirtschaftliche Entscheidungsprozesse bezüglich der Landnutzung integriert werden und eine Grundlage für Anreize zur Renaturierung darstellen kann.

In Tab. 45 sind die Nettonutzen dargestellt. Zur Bestimmung der Barwerte der Nutzen und Kosten wurden Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % verwendet. Als Bewertungshorizont wurde ein Zeitraum von 30 Jahren zugrunde gelegt (siehe Kapitel 3.5.1). Der positive Wert gibt an, dass der in den Fallbeispielen berechenbare volkswirtschaftliche Nutzen die betriebswirtschaftlichen Kosten übersteigt. Das bedeutet, würde die Renaturierung entsprechend honoriert werden, wäre die Renaturierung aus Sicht der Betriebe rentabler als die bisherige Flächenbewirtschaftung. Aus gesellschaftlicher Sicht ist eine Honorierung entsprechend des gesamten Nutzens allerdings nicht effizient.

Für die Wald- und Waldmoorbeispiele sind die Nettonutzen für alle Beispiele positiv. Unter Annahme einer Diskontrate von 3 % liegen die positiven Nettonutzen pro Hektar zwischen 5.837 €₂₀₂₃/ha und 38.836 €₂₀₂₃/ha. Das Fallbeispiel „Endinger Bruch“ weist einen vergleichsweise niedrigen Nettonutzen pro Hektar auf. Dieser geringere Nettonutzen ergibt sich durch einen vergleichsweise niedrigen Gesamtbarwert des Nutzens. Dies ist einerseits der unvollständigen Datenlage geschuldet, andererseits ergeben hier die Modellierungen der Ökosystemleistungen Nährstoffrückhalt und Abflussregulation nur geringfügigere Änderungen im Vergleich zu den übrigen Wald- und Waldmoorbeispielen und der renaturierten Fläche.

Die Nettonutzen für die zwei Moorbeispiele zeigen eine ähnlich weite Spanne in den Nettonutzen. Bei einer Diskontrate von 3 % liegt der Nettonutzen pro Hektar für das Fallbeispiel Presseler Mooregebiet bei 15.368 €₂₀₂₃/ha und für das Fallbeispiel des Bruchseewiesen Flieth bei 68.828 €₂₀₂₃/ha. Dieser Unterschied liegt vor allem daran, dass für das Fallbeispiel Presseler Mooregebiet ausschließlich die Änderungen der Klimaschutzleistung und der Habitatbereitstellung modelliert und umweltökonomisch bewertet werden konnten. Für das Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth konnte dagegen der Rückhalt von Treibhausgas- und Nährstoffemissionen und die Abflussregulation bewertet werden. Darüber hinaus wurden im Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth niedrigere Opportunitätskosten verwendet, da in diesem Fallbeispiel die Wiedervernässung eine weniger weitreichende Umstellung der Bewirtschaftung zur Folge hatte und somit geringere Opportunitätskosten anfallen. Dies wirkt sich auf den hier berechneten Nettonutzen aus.

Tab. 45: Berechnung des Nettonutzens der Renaturierung für die Fallbeispiele nach Diskontraten von 1 %, 3 % und 5 % für eine Dauer von 30 Jahren.

		Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
Wald- und Waldmoorbeispiele				
Klädener Norden	Nettonutzen	6.886.303 €	5.155.855 €	3.982.280 €
	Nettonutzen pro Hektar	49.901 €	37.361 €	28.857 €
Endinger Bruch	Nettonutzen	7.326.158 €	5.273.702 €	3.896.244 €

		Barwert (1 %)	Barwert (3 %)	Barwert (5 %)
	Nettonutzen pro Hektar	12.786 €	9.204 €	6.800 €
Peenequellmoor	Nettonutzen	3.660.860 €	2.706.875 €	2.063.090 €
	Nettonutzen pro Hektar	52.523 €	38.836 €	29.600 €
Presseler Heide- wald	Nettonutzen	25.520.147 €	18.093.292 €	13.031.405 €
	Nettonutzen pro Hektar	8.232 €	5.837 €	4.204 €
Moorbeispiele				
Presseler Moorgebiet	Nettonutzen	14.418.961 €	10.388.860 €	7.688.801 €
	Nettonutzen pro Hektar	21.330 €	15.368 €	11.374 €
Bruchseewiesen Flieth	Nettonutzen	2.629.248 €	1.968.470 €	1.521.985 €
	Nettonutzen pro Hektar	91.932 €	68.828 €	53.216 €

3.8 Diskussion der umweltökonomischen Bewertung der Fallbeispiele

Es sollte an dieser Stelle nochmals darauf aufmerksam gemacht werden, dass nur eine Auswahl der Ökosystemleistungen, die sich durch eine Renaturierung ändern könnten, modelliert und bewertet wurden. Das bedeutet, es konnte für keines der Fallbeispiele der tatsächliche volkswirtschaftliche Gesamtnutzen bestimmt werden. Somit stellt der volkswirtschaftliche Gesamtnutzen – und dadurch auch der Nettonutzen – der hier dargestellten Fallbeispiele eine systematische Unterschätzung dar. Weiterhin lassen sich durch die unterschiedliche Datenverfügbarkeit mitunter auch die großen Unterschiede im Gesamt- bzw. Nettonutzen erklären. Die Ergebnisse können trotz dieser Unsicherheiten als richtungssicher betrachtet werden. Es kann also davon ausgegangen werden, dass der Gesamtnutzen bzw. Nettonutzen der Fallbeispiele auch bei vollständiger Datenverfügbarkeit im positiven Bereich liegen würde. Eine direkte Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Fallbeispiele ergibt sich daraus allerdings nicht. Dafür ist eine Analyse weiterer Fallbeispiele notwendig.

Damit in Zukunft die umweltökonomische Bewertung von Wiederherstellungsmaßnahmen durchgeführt und belastbare Ergebnisse ermittelt werden können, ist es wichtig, dass biophysikalische Daten zur Beschreibung der Ökosysteme vor und nach der Umsetzung von Wiederherstellungsmaßnahmen verfügbar sind. Beispielsweise lagen für die Fallbeispiele Klädener Norden, im Bruchseewiesen Flieth, im Enderger Bruch und im Peenequellmoor digitale Höhenmodelle sowie Daten zu den Grundwasserständen, dem Vegetationsspektrum und den Vegetationsformen vor und nach der Umsetzung der Wiederherstellungsmaßnahmen vor. Dadurch war eine belastbare Modellierung und umweltökonomische Bewertung des Rückhalts von Treibhausgasen, Nährstoffen und Wasser möglich. Die Bewertung der weiteren Ökosystemleistungen, Habitatbereitstellung und Ästhetik bzw. Erholungsfunktion der

Ökosysteme, erfordert außerdem zusätzliche und sehr spezifische Informationen. Zur Bewertung der Fallbeispiele wurde dafür ein Bewertungsframework entwickelt (siehe Kapitel 3.3.3 und 3.3.5), dass auch bei der Bewertung weiterer Fallbeispiele herangezogen bzw. bereits bei der Planung und Umsetzung einer Wald- oder Moorrenaturierung mitgedacht werden kann.

Zu den hier verwendeten ökonomischen Werten (siehe Tabelle 29) lässt sich außerdem anmerken, dass grundsätzlich auch andere Werte aus der Literatur gewählt werden können und jede Methode ihre Grenzen hat. Beispielsweise stehen Methoden der geäußerten Präferenzen („Stated Preference Methods“) zur Bewertung kultureller Ökosystemleistungen (z. B. Existenzwert, Ästhetik, Erholungsfunktion, etc.) oftmals in der Kritik, dass sie auf hypothetischen Befragungsszenarien basieren. Die mit diesen Methoden ermittelten Werte könnten daher eine Überschätzung des gesellschaftlichen Nutzens für die bewertete Ökosystemleistung oder das bewertete Ökosystem darstellen. Gleichzeitig gehen Methoden der offenbarten Präferenzen, wie z. B. die Reiskostenmethode oder Hedonische Analysen, auch mit Unsicherheiten einher, da die dafür analysierten Preise durch Informationsasymmetrien oder Marktstrukturen verzerrt sein können. Darüber hinaus kann die Übertragung von umweltökonomischen Werten den tatsächlichen Gegebenheiten in den Fallbeispielen nicht im vollen Umfang gerecht werden. Beispielsweise kann der Nutzen des Wasserrückhalts aufgrund lokaler Gegebenheiten (z. B. starkhochwasser- oder dürregefährdete Region) sich zwischen den Fallbeispielen deutlich unterscheiden. Eine Möglichkeit, um mit Unsicherheiten in der umweltökonomischen Bewertung der Renaturierung umzugehen besteht darin, verschiedene Methoden in unterschiedlichen Kontexten in Monte-Carlo-Simulationen zu verwenden. Dadurch lassen sich Spannbreiten in den Werten besser abbilden. Diese Thematik stellt einen Forschungsbedarf dar, der insbesondere im Rahmen der umweltökonomischen Forschung weiterhin zu adressieren ist.

4 Ableitung von Empfehlungen für die politische Beratung hinsichtlich ökonomischer Instrumente und Anreizstrukturen zur Unterstützung von Renaturierungsmaßnahmen

Auf Grundlage der bisher diskutierten Ergebnisse der Literatur- und Fallbeispielanalysen sollen Empfehlungen zur Gestaltung von Anreizinstrumenten zur Honorierung der Bereitstellung von Ökosystemleistungen durch naturnahe Wälder und Moore abgeleitet werden. Zudem wird die Höhe der finanziellen Mittel abgeschätzt, die es bedarf, um eine Renaturierung der Wälder und Moore mittels geeigneter Anreizinstrumente und vor dem Hintergrund festgelegter Ziele zu finanzieren.

Wie bereits in Kapitel 2.4 dargestellt, gibt es auf Bundes- oder Landesebene Förderprogramme, die die forst- oder landwirtschaftlichen Betriebe in der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen unterstützen oder für die Umsetzung dieser Maßnahmen und die damit verbundenen Einschränkungen der Bewirtschaftung entschädigen sollen. Inwiefern die bisherige Finanzierung von Programmen und Instrumenten ausreichen, um eine Wende in der Wald- und Moorbewirtschaftung zu ermöglichen, die dazu beiträgt eine weitere Verschärfung der Klima- und Biodiversitätskrise abzuwenden und die politisch vereinbarten Klima- und Naturschutzziele zu erreichen, ist fraglich. Gleichzeitig werden die im Klimaschutzgesetz festgelegten Treibhausgasziele für Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF) für das Jahr 2030 nach aktuellen Prognosen verfehlt (Wehnemann & Schultz, 2024). Die Prognose könnte sich sogar noch verschärfen. Im Rahmen der aktuellen Bundeswaldinventur wurde festgestellt, dass die Wälder in Deutschland seit 2017 mehr Kohlenstoff abgeben als sie aktuell binden. Die Ursache dafür liegt vor allem in zunehmenden Kalamitäten, die wiederum Folgen zunehmender Extremwetterlagen und Schädlingsbefall sind (BMEL, 2024b).

Eine Neuausrichtung der Politikinstrumente erscheint vor dem Hintergrund des näher rückenenden Stichjahres 2030 generell erforderlich. Sowohl gemäß der EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur als auch im Rahmen der Waldstrategie 2050 sollen bis 2030 relevante Meilensteine hinsichtlich einer naturnahen und klimaangepassten Waldbewirtschaftung erreicht werden. Mit Blick auf den Moorschutz legt die EU-Verordnung fest, dass bis 2030 30 % der Flächen mit ausgetrockneten Torfböden renaturiert bzw. naturnah bewirtschaftet werden – eine (vollständige) Wiedervernässung ist auf einem Viertel dieser Flächen vorgesehen. Im Rahmen der Moorschutzstrategie der Bundesregierung sollen die Treibhausgasemissionen aus Moorböden um 5 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalente bis 2030 reduziert werden.

Wenn diese notwendige Wende in der Wald- oder Moorbewirtschaftung auf Freiwilligkeit beruhen soll – also nicht über rein ordnungspolitische Maßnahmen durchgesetzt wird – ist die Entwicklung und Ausgestaltung innovativer und umfangreicher Förderprogramme von zentraler Bedeutung. Dies wird, wie bereits erwähnt, auch in der EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur anerkannt. So sollen neue Instrumente erprobt und zusätzliche finanzielle Mittel bereitgestellt werden.

Die Diskussion um die Ausgestaltung von derartigen Honorierungssystemen hat in den vergangenen Jahren sowohl in wissenschaftlichen als auch in politischen und gesellschaftlichen Diskussionen an Relevanz gewonnen (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2016). Honorierungssysteme für Ökosystemleistungen basieren auf der Überlegung, dass das Angebot an Ökosystemleistungen die über die reine Nahrungs- oder Rohstoffversorgung hinaus geht, wie z. B. die Klimaschutzleistung oder Habitatbereitstellung, durch Preise bzw. Zahlungen

honoriert werden sollte. Durch ein Honorierungssystem soll somit eine Neuausrichtung der Bewirtschaftung von Wäldern und Mooren ermöglicht werden. Neben den Erträgen aus forst- oder landwirtschaftlichen Erzeugnissen soll die Bereitstellung von Ökosystemleistungen durch Wälder und Moore für das betriebswirtschaftliche Einkommen relevant und dadurch in betriebswirtschaftlichen Entscheidungen handlungslenkend werden. Das Geschäftsfeld der forst- und landwirtschaftlichen Betriebe würde sich somit erweitern und nicht nur forst- oder landwirtschaftliche Produkte anbieten, sondern auch die Ökosystemleistungen (im Sinne einer Dienstleistung) explizit bereitstellen. Honorierungssysteme sind folglich ein Instrument, um die Unterversorgung der Gesellschaft mit Ökosystemleistungen zu adressieren (siehe Kapitel 2.1). Sie legitimieren sich darüber, dass eine naturnahe Bewirtschaftung der Wälder und Moore und die damit zusammenhängende erhöhte Bereitstellung von Ökosystemleistungen insgesamt zu einer höheren gesellschaftlichen Wohlfahrt führt.

Die folgenden Empfehlungen für ergebnisorientierte, hybride und öffentlich-private Honorierungssysteme basieren auf einer rein (umwelt)ökonomischen Perspektive, die sich aus der Fallbeispielanalyse ergibt (siehe Kapitel 3). Weitere relevante rechtliche, politische und insbesondere soziale oder kulturelle Aspekte werden nicht im Detail erörtert. Sie spielen jedoch eine entscheidende Rolle und sollten im Rahmen zukünftiger Diskussionen zur Ausgestaltung von Anreizinstrumenten berücksichtigt und näher beleuchtet werden.

4.1 Ableitung von Empfehlungen für eine mögliche Ausgestaltung von ergebnisorientierten staatlichen Honorierungssystemen

Ein ergebnisbasiertes Honorierungssystem wird hier als ein System verstanden, das darauf ausgerichtet ist, den gesellschaftlichen Nutzen zu honorieren, der durch die Renaturierung bzw. die Erhöhung der Ökosystemleistungen entsteht. Das heißt, durch die ergebnisorientierte Honorierung soll gewährleistet werden, dass ein Zusammenhang zwischen den zu erhaltenden Entgelten, der nachgewiesenen Erhöhung der Bereitstellung von Ökosystemleistungen und dem daraus resultierenden zusätzlichen gesellschaftlichen Nutzen besteht.

4.1.1 Wald und Waldmoor

Zur Umsetzung eines ergebnisorientierten Honorierungssystems benötigt es Daten und Indikatoren, die die biophysikalischen oder ökologischen Zustände und Änderungen in den Wäldern abbilden. Die Erhebung der Daten sollte dabei keine signifikanten Mehraufwände zur Folge haben, da dies die Teilnahmereitschaft an einem Honorierungssystem einschränken könnte.

Im Rahmen der Fallbeispielanalyse wurde daher unter anderem geprüft, welche Datengrundlagen nutzbar sind, um Änderungen in den Ökosystemleistungen zu modellieren. Eine Erhebung von Daten vor der Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen ist dabei essentiell. Um die Wirkungen umgesetzter Wasserrückhaltemaßnahmen auf den Stoffrückhalt und die Abflussregulation belastbar modellieren und bewerten zu können, müssen Vorerhebungen durchgeführt werden. Die in den Fallbeispielen dargestellten Wasserrückhaltemaßnahmen sind auf die Renaturierung der Feuchtgebiete und Moore auf den Waldflächen ausgerichtet. Zur Abschätzung der Wirkung der Maßnahmen sollten daher die Zustände dieser Feuchtgebiete bzw. Moorflächen vor Umsetzung der Maßnahmen gut dokumentiert werden. Die Änderungen in der Habitatbereitstellung und Erholungsfunktion wurden im Projekt über das Biotopwertpunktesystem und mit einem Wertstufensystem modelliert. Auch hier ist es entscheidend, dass der Zustand der Waldfläche mit Blick auf die relevanten Indikatoren (siehe

Kapitel 3.3.3 und Kapitel 3.3.5) vor der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen festgehalten wird. Die Erfassung dieser Daten, zum Beispiel der Naturwaldanteil oder das Wegenetz für Erholungssuchende, werden teilweise bereits durch die Betriebe oder die BWI durchgeführt. Neben den Erhebungen von Daten vor Umsetzung der Maßnahmen ist für eine jährliche Auszahlung der Honorierung ein regelmäßiges und kontinuierliches Monitoring wichtig. Sofern die zu honorierenden Änderungen in den Ökosystemleistungen auf den modellierten Wirkungen der umgesetzten Maßnahmen basieren, sollte durch das Monitoring sichergestellt werden, dass die Maßnahmen weiterhin umgesetzt bzw. nicht zurückgenommen werden. In diesem Zusammenhang ließe sich prüfen, inwiefern sich die Erfassung und Dokumentation der Renaturierungsmaßnahmen in bereits bestehenden Datenerfassungsverfahren integrieren ließen oder gegebenenfalls Ferndaten genutzt werden können, wie es zum Beispiel in Ibisch et al. (2021) vorgeschlagen wird. Die Nachweispflicht sollte bei den Forstbetrieben und Waldbesitzer*innen liegen, die über die Honorierung ein Betriebseinkommen generieren möchten. Der Staat kann allerdings bei der Datenerfassung unterstützend wirken, da auch er ein Interesse an einem verlässlichen und objektiv überprüfbaren Monitoring hat.

Sofern die Erhebung der für die Wirkungsmodellierung notwendigen Daten möglich ist, können die hier dargestellten Zielindikatoren und die verwendete Bewertungssystematik als Grundlage für ein ergebnisorientiertes Honorierungssystem genutzt werden. Damit lässt sich der Nutzen bzw. die Erhöhung der Ökosystemleistungen gegeben der umgesetzten Maßnahmen und deren Umfang abschätzen. An den Umfang der umgesetzten (und nachgewiesenen) Maßnahmen kann auch die Höhe der Honorierung gekoppelt werden. Die Fallbeispielanalysen deuten darauf hin, dass der erwartbare Nutzen mit dem Umfang der umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen steigt. Gleichzeitig kann mit steigendem Maßnahmenumfang auch die Nutzungseinschränkung auf den Waldflächen zunehmen. Mit zunehmender Nutzungseinschränkung nehmen auch die forstwirtschaftlichen Erträge aus der Holzernte ab. Das heißt, mit zunehmender Nutzungseinschränkung steigen die Opportunitätskosten. Die Höhe der Opportunitätskosten ist für die Ausgestaltung der Höhe der Entgelte von zentraler Bedeutung. Liegt die Honorierung unter den forstwirtschaftlichen Erträgen der bisherigen Waldbewirtschaftung, ist sie nicht konkurrenzfähig und es bestehen keine Anreize, Renaturierungsmaßnahmen umzusetzen und auf eine naturnahe Waldbewirtschaftung umzustellen. Als Grundlage für die Bestimmung der Mindesthöhe der Honorierung können daher die Erhebungen des BMEL (2024a) zu den Reinerträgen (ohne Förderung) der forstwirtschaftlichen Betriebe genutzt werden. Im Durchschnitt lagen sie in den letzten 10 Jahren bei ungefähr 76,2 €/ha/Jahr. Reinerträge sind neben den Marktbedingungen stark von der Besitzart, der Waldgröße und der Baumzusammensetzung abhängig. Privatwälder verzeichnen deutlich höhere Reinerträge. Dies ist bei der Ausgestaltung der Entgelthöhe besonders zu berücksichtigen, da sich fast 50 % der deutschen Wälder in Privatbesitz befinden.

Anhand der Fallbeispielanalysen und dem hier berechneten Nutzen der Renaturierung der Wald- und Waldmoorbeispiele lässt sich aufzeigen, dass die Honorierung für die erhöhte Bereitstellung der Ökosystemleistungen sogar über den forstwirtschaftlichen Reinerträgen pro Hektar Waldfläche liegen könnte. In den Wald- und Waldmoorbeispielen Klädener Norden, Endinger Bruch und Peenequellmoor wurden Renaturierungsmaßnahmen der Feucht- und Mooregebiete auf der Waldfläche durchgeführt. Für einen Betrachtungszeitraum von 30 Jahren und eine Abzinsungsrate von 3 % liegt der durchschnittliche Nutzen dieser drei Fallbeispiele bei circa 1.193 €₂₀₂₃/ha/Jahr, abzüglich der abgezinsten jährlichen Pflegekosten und auf 30 Jahre umgelegten Investitionskosten bei circa 1.000 €₂₀₂₃/ha/Jahr, und damit deutlich über

den forstwirtschaftlichen Reinerträgen. Im Fallbeispiel Presseler Heidewald wurden dagegen Maßnahmen umgesetzt, die die biodiversitätsfördernde Habitatbereitstellung und Erholungsfunktion des Waldes erhöhen. Der abgezinste Nutzen dieser Maßnahmen wurde auf 440 €₂₀₂₃/ha/Jahr bzw. 271 €₂₀₂₃/ha/Jahr abzüglich der (umgelagerten) Investitions- und Pflegekosten geschätzt. Auch hier liegt der Nutzen deutlich über den Reinerträgen. Darüber hinaus zeigt sich, dass durch eine geeignete Kombination von Renaturierungsmaßnahmen, die auf die Erhöhung unterschiedlicher Ökosystemleistungen ausgerichtet sind (z. B. die Kombination aus Wasserrückhalte- und biodiversitätsfördernden Maßnahmen), ein noch größerer gesellschaftlicher Nutzen entstehen könnte.

Eine aus gesellschaftlicher Sicht kosteneffiziente Honorierung muss den gesellschaftlichen Nutzen, der aus der Renaturierung resultiert, in der Höhe der Entgelte nicht eins zu eins abbilden. Die Fallbeispielanalyse zeigt allerdings, dass eine Honorierung mindestens den (Opportunitäts-)Kosten der Renaturierung entsprechen dürfte. Unabhängig der verwendeten Abzinsungsrate ist der Nettonutzen der Wald- und Waldmoorbeispiele positiv. Das heißt, auch das ermittelte Kosten-Nutzen Verhältnis ist für die Wald- und Waldmoorbeispiele größer als 1. Die Ergebnisse der Fallbeispielanalyse legen demnach nahe, dass eine kostendeckende Honorierung der Renaturierung mehr Nutzen als Kosten für die Gesellschaft generiert. Für die Fallbeispiele Klädener Norden, Endinger Bruch und Peenequellmoor würde die kostendeckende Honorierung demzufolge zwischen 185 €₂₀₂₃/ha/Jahr und 365 €₂₀₂₃/ha/Jahr liegen. Für das Fallbeispiel Pressler Heidewald würde sich eine kostendeckende Honorierung bei 246 €₂₀₂₃/ha/Jahr ergeben.

4.1.2 Moor

Zur Etablierung eines ergebnisorientierten Honorierungssystems der Moorrenaturierung müssen die biophysikalischen Änderungen in der Bereitstellung der Ökosystemleistungen messbar sein. In den im Projekt ausgewerteten Fallstudien wurden die Änderungen des Treibhausgasrückhalts anhand von Messungen des Grundwasserspiegels und der Vegetationszusammensetzung modelliert. Die Ermittlung des Treibhausgasrückhalts kann mittels des GEST-Verfahrens umgesetzt werden. Das Verfahren hat sich international als ein anerkanntes Instrument etabliert und wird im Programm MoorFutures als Grundlage für die Messung der CO₂-Emissionsänderungen angewandt (Joosten et al., 2015). Vor diesem Hintergrund erscheint dieser Ansatz als eine belastbare Grundlage für die Honorierung der Klimaschutzleistung. Für die Bewertung der weiteren im Projekt betrachteten Ökosystemleistungen (Nährstoffrückhalt, Abflussregulation und Habitatbereitstellung) werden neben den Daten zum Grundwasserspiegel, Landnutzungskarten, Geländemodelle und Biotopdaten benötigt, die die Landnutzung sowohl vor als auch nach einer Wiedervernässung abbilden. Die Erfassung dieser Daten kann zusätzliche Aufwände erfordern, was ein Hindernis für die Umsetzung eines ergebnisorientierten Honorierungssystems darstellen kann. Vor allem die hier vorgeschlagene Erfassung der weiteren wertgebenden Merkmale zur Bewertung der Habitatbereitstellung könnte eine Herausforderung für die Landnutzenden oder –besitzer*innen darstellen. Sofern die Daten allerdings einmal erfasst werden, sollte das kontinuierliche Monitoring keine größeren Aufwände erfordern. Der Grundwasserspiegel der Moore, Landnutzungskarten und eine Dokumentation der Maßnahmenpflege sollten ausreichen, um festzustellen, ob die Ergebnisse der Wiedervernässung weiterhin erreicht werden können. Dabei sollten äußere Faktoren oder „höhere Gewalt“, die sich auf den Grundwasserspiegel auswirken können, berücksichtigt werden. Als Beispiel seien hier die negativen Folgen des Klimawandels für die Niederschlagsraten und den Wasserhaushalt in der Fläche genannt. Beide Klimawandelfolgen

können sich auf den Wasserstand der Moorböden auswirken, was wiederum dazu führen kann, dass die Ergebnisse (z. B.: der CO₂-Rückhalt) trotz umgesetzter Renaturierungsmaßnahmen verfehlt werden. Vor diesem Hintergrund sollte das Monitoring (und die Nachweispflicht) nicht nur den Wasserstand und die Vegetationszusammensetzung sowie die damit zusammenhängenden Änderungen in den Ökosystemleistungen, sondern auch die Aufrechterhaltung und Pflege der Maßnahmen berücksichtigen.

In Bezug auf die Höhe einer ergebnisorientierten Honorierung lässt sich anhand der Auswertung der Moorbeispiele ableiten, dass der gesellschaftliche Nutzen, der aus der Wiedervernässung der Moore erfolgt, eine beachtliche Förderung rechtfertigen würde. Der im Projekt berechnete Nutzen der Wiedervernässung lag bei einem Betrachtungszeitraum von 30 Jahren und einer Abzinsungsrate von 3 % für das Beispiel Pressler Heidemoor bei 1.178 €₂₀₂₃/ha/Jahr und für den Bruchseewiesen Flieth bei 2.631 €₂₀₂₃/ha/Jahr. Ausgehend von der Bewertung dieser Fallbeispiele ergibt sich eine Argumentationsgrundlage für eine Honorierung der Wiedervernässung, die beispielsweise deutlich über bestehenden Moorschutzprämien des Landes Mecklenburg-Vorpommern oder Niedersachsen liegt (siehe Kapitel 2.4.2).

Eine umfangreiche Honorierung erscheint allerdings auch erforderlich, sofern die Honorierung wirksame Anreize für eine freiwillige Umstellung der Moorbewirtschaftung setzen soll. Durch die Wiedervernässung können beachtliche landwirtschaftliche Erträge verloren gehen. Die in den Fallbeispielen berechneten Barwerte der Opportunitätskosten lagen zwischen 196 €₂₀₂₃/ha/Jahr und 497 €₂₀₂₃/ha/Jahr. Eine wirksame Honorierung sollte diese Opportunitätskosten berücksichtigen. Sofern die Honorierung alle Kosten decken sollte, würden sich dadurch für die Fallbeispiele Förderungen in Höhe von 337 €/ha/Jahr bis 666 €/ha/Jahr ergeben.

Dabei ist allerdings darauf hinzuweisen, dass die Opportunitätskosten der Moorrenaturierung stark von der bisherigen Flächennutzung abhängig sind (Buschmann & Osterburg, 2023; Schäfer et al., 2022) und die zwei Fallbeispiele nicht alle möglichen Flächennutzungen abdecken, die in Deutschland auf Moorböden vorzufinden sind. Folglich können die Opportunitätskosten für andere Fallbeispiele deutlich höher ausfallen, was direkte Implikationen für die Ausgestaltung der Honorierungshöhe hat. Eine Befragungsstudie aus Schleswig-Holstein und Niedersachsen zeigt zudem, dass Landwirt*innen eine langfristige Wiedervernässung der Moorböden eher ablehnen. Um die Landwirt*innen zu einer langfristigen Umstellung der Bewirtschaftung der Moorböden zu bewegen, wären hohe Kompensationen notwendig. Mithilfe eines diskreten Auswahl-experiments (Discrete Choice Experiment) wurde eine Kompensationsforderung von 1.000 bis 2.000 €/ha/Jahr ermittelt (Latacz-Lohmann et al., 2019). Die Ergebnisse sind nicht repräsentativ, zeigen jedoch, dass hohe finanzielle Anreize erforderlich sein könnten, um Landwirt*innen von einer nassen Bewirtschaftung der Moorböden zu überzeugen. Anreize in bis zu vierstelliger Höhe lassen sich durch die Fallbeispiele durchaus rechtfertigen. Bei Abzug der auf die 30 Jahre umgelegten Pflege- und Investitionskosten der Renaturierungsmaßnahmen liegt der jährliche Nutzen der beiden Beispiele bei 978 bis 2.474 €₂₀₂₃/ha/Jahr und somit in der Spannweite der Kompensationsforderungen für eine Wiedervernässung, die in der Befragungsstudie mit Landwirt*innen ermittelt worden sind.

Es sollte an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass jegliche Formen der Honorierung der Wiedervernässung aktuell im Widerspruch mit der bestehenden Agrarförderung stehen (Schäfer et al., 2022). Durch Direktzahlungen in der ersten Säule und weitere Fördermittel in der zweiten Säule der GAP wird durch öffentliche Fördermittel eine entwässerungsbasierte Moornutzung mitfinanziert. Das erhöht die Opportunitätskosten der Wiedervernässung.

Gleichzeitig stellt es einen ineffizienten Einsatz öffentlicher Mittel dar, wenn Förderziele so konträr zueinanderstehen. Eine erfolgreiche (als auch glaubwürdige) Umsetzung der Honorierung erfordert die Aufhebung dieses Widerspruchs. Ein Abbau biodiversitäts- und klimaschädlicher Förderungen könnte zudem die Freisetzung finanzieller Mittel für die Förderung der Moorwiedervernässung bewirken.

4.2 Ableitung einer Empfehlung zur potenziellen Entwicklung eines hybriden Honorierungssystems

Ein hybrides Honorierungssystem lässt sich als ein modulares System verstehen, das ein ergebnisorientiertes Honorierungssystem und Förder- und Transferzahlungen für die Maßnahmenumsetzung miteinander kombiniert. Ein hybrides System setzt sich folglich aus zwei gestaffelten Modulen zusammen. Durch Förder- und Transferzahlungen sollen finanzielle Barrieren abgebaut werden, die die Teilnahme an einem ergebnisorientierten Honorierungssystem verhindern könnten.

Diese Hindernisse und Barrieren können sich aus dem Liquiditäts- und Refinanzierungsrisiko der Maßnahmenumsetzung ergeben. Die Investitionen für die Planung und Umsetzung der Renaturierung verlangen zu Beginn hohe Ausgaben. Gleichzeitig kann die Umsetzung der Maßnahmen mit einem plötzlichen Verlust von forst- oder landwirtschaftlichen Erträgen einhergehen. Eine in Aussicht stehende ergebnisorientierte Honorierung wird erst zeitversetzt fällig, sodass die Renaturierung der Wälder und Moore auf Betriebsseite zu finanziellen Engpässen führen kann. Diese Unsicherheiten können eine Barriere für die Teilnahme an einem Honorierungssystem darstellen. Um diese Barriere zu überwinden, könnten Förder- bzw. Transferzahlungen zur finanziellen Unterstützung der Maßnahmenumsetzung, wie sie z. B. in bereits existierenden Förderprogrammen wie dem Vertragsnaturschutz typisch sind, einen entscheidenden Beitrag leisten.

Eine reine Maßnahmenfinanzierung würde allerdings keine ausreichenden Anreize setzen, eine naturnahe Bewirtschaftung der Wald- oder Moorflächen tatsächlich dauerhaft aufrecht zu erhalten. Die Kombination mit einer zusätzlichen Honorierung fördert die Aussicht auf ein direktes Einkommen aus der Renaturierung bzw. naturnahen Bewirtschaftung. Sofern dieses Einkommen mit den Erträgen aus einer konventionellen Bewirtschaftung konkurrieren kann, ergibt sich aus ökonomischer Sicht ein Anreiz für die Betriebe, die Umstellung der Bewirtschaftung dauerhaft zu implementieren.

4.2.1 Wald und Waldmoor

Die Renaturierung von Wäldern verlangt zu Beginn hohe Investitionen. In den bewerteten Beispielen der Waldrenaturierung liegen die Investitionskosten im Durchschnitt bei ungefähr 1,6 Mio. €₂₀₂₃. Die Spannbreite der Kosten reicht von circa 151.765 bis 5,4 Mio. €₂₀₂₃. Dies unterstreicht, dass für die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen, je nach Umfang der Maßnahmen, ein anfänglich hoher Finanzierungsbedarf besteht. Ein hybrides System soll hier Entlastung schaffen und die Teilnahme an einem ergebnisorientierten Honorierungssystem ermöglichen. Dafür können den Forstbetrieben oder Waldbesitzer*innen Förderzahlungen zur Verfügung gestellt werden, die auf eine Beteiligung an den Kosten der Maßnahmenumsetzung ausgerichtet sind. Inwiefern Transferzahlungen für den Verlust von Erträgen notwendig wären, um weitere Eintrittsbarrieren zu überwinden, ist von den umzusetzenden Maßnahmen abhängig. Allerdings wird die forstwirtschaftliche Nutzung der Waldfläche durch die

Waldrenaturierung nicht umfassend eingeschränkt. Teilweise können Maßnahmen auch erst nach der Holzernte umgesetzt werden.

Um eine Doppelförderung zu vermeiden, könnten die Zuschüsse zur Umsetzung der Maßnahmen mit der anschließenden ergebnisorientierten Honorierung der Renaturierung verrechnet werden. Sollte sich die Honorierung der Waldrenaturierung in ihrer Höhe an den laufenden Kosten (Opportunitäts- und Pflegekosten) orientieren, wäre eine Doppelförderung auch ausgeschlossen.

Ein zweistufiges (bzw. hybrides) System wird bereits im Rahmen des ANKs zur Förderung der Waldrenaturierung umgesetzt. Die BMEL-Förderung der naturnahen und klimaangepassten Umgestaltung der Wälder kann als eine Beteiligung an den Investitions- und Planungskosten verstanden werden. Im Rahmen des Programms wird den Forstbetrieben ein Zuwendungsbeitrag von (maximal) 100 €/ha/Jahr für die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen zur Verfügung gestellt. Diese Zuwendung reicht vermutlich aus, um die Investitionskosten für die Umsetzung der Maßnahmen zu decken. Sollte diese Förderung über einen Zeitraum von 30 Jahren bei einer Abzinsungsrate von 3 % ausbezahlt werden, würde dies einer Förderung von 1.960 €/ha entsprechen. Dies liegt über den durchschnittlichen Investitionskosten von 1.600 €₂₀₂₃/ha, die in diesem Projekt für die Wald- und Waldmoorbeispiele und die umgesetzten Maßnahmen berechnet worden sind. Zusätzlich zu diesem Programm werden durch das Förderprogramm „klimaangepasstes Waldmanagement PLUS“ weitere Mittel zur Verfügung gestellt, die die Umsetzung zusätzlicher waldbaulicher Maßnahmen honorieren sollen. Die Förderhöhen sind flächenbezogen und staffeln sich über die Größe der Gesamtfläche, auf der die Maßnahmen umgesetzt werden. Das heißt, sie werden für jedes Projekt individuell berechnet. Eine Förderung erfolgt nur bei Umsetzung bzw. Einhaltung der 9 bzw. 11 Förderkriterien, wobei zwei der Kriterien fakultativ sind und separat honoriert werden. Der Förderzeitraum beträgt 10 bzw. für drei der insgesamt 11 Förderkriterien 20 Jahre. Ob die Höhe der Förderbeiträge ausreicht, um nachhaltige Anreize für eine Waldrenaturierung zu setzen, kann auf Grundlage der Ergebnisse in den Wald- und Waldmoorbeispielen nicht beurteilt werden. Es kann angenommen werden, dass der gesellschaftliche Nutzen aus der Umsetzung der geförderten Maßnahmen vermutlich größer sein wird, als die Förderbeiträge, die den Waldbesitzenden zur Verfügung gestellt werden. Um belastbare Aussagen zur Wirksamkeit des Programms zu treffen, ist eine vertiefende Analyse des Programms und der daran teilnehmenden Projekte notwendig.

4.2.2 Moor

Die Wiedervernässung eines Moorgebiets ist mit sehr hohen anfänglichen Investitionen verbunden. Die Investitionskosten bzw. Planungs- und Baukosten der Wiedervernässung wurden im Projekt für die zwei analysierten Fallbeispiele auf circa 26.160 und 1,2 Mio. €₂₀₂₃ geschätzt. Runtergerechnet auf den Hektar entspricht das ungefähr 915 und 1.755 €₂₀₂₃/ha Moorfläche. Die große Kostenspanne resultiert aus den sehr unterschiedlichen Kontextbedingungen und Flächengrößen der renaturierten Moorgebieten (siehe auch Kapitel 3.6). Der zu Beginn außerordentlich hohe Finanzierungsbedarf ist folglich auch bei einer Wiedervernässung gegeben. Das Refinanzierungs- oder Liquiditätsrisiko kann allerdings im Rahmen der Wiedervernässung eine noch größere Rolle spielen. Im Gegensatz zur Renaturierung von Wäldern können die Ertragsverluste durch die Wiedervernässung von Mooren signifikant größer ausfallen, da die Fläche nach der Wiedervernässung nur teilweise bis gar nicht für die Landwirtschaft nutzbar

ist. Ein hybrides System ist für eine erfolgreiche Umsetzung der Moorrenaturierung besonders wichtig.

Im Rahmen eines hybriden Systems würden den Betrieben Förderzahlungen als eine Beteiligung an der Umsetzung der Maßnahmen bereitgestellt werden. Neben diesen Förderzahlungen könnten den Betrieben darüber hinaus auch Transferzahlungen angeboten werden, die die Betriebe mit Blick auf die plötzlich wegfallenden landwirtschaftlichen Erträge entlasten. Transferzahlungen ließen sich anschließend mit der zu erhaltenden Honorierung verrechnen. Ein hybrides System und die Ausgestaltung der Höhe der unterschiedlichen Zahlungen sollte sich letztlich an den Gesamtkosten der Wiedervernässung orientieren. Für die beiden Fallbeispiele lagen diese für einen Betrachtungszeitraum von 30 Jahren und einer Abzinsungsrate von 3 % bei circa 10.115 bis 19.982 €₂₀₂₃/ha bzw. 337 bis 666 €₂₀₂₃/ha/Jahr. Die Spannweite der Beträge zeigt, dass ein hybrides System ein hohes Finanzierungsvolumen benötigen wird. Die Fallbeispiele deuten allerdings darauf hin, dass der gesellschaftliche Nutzen pro investiertem Euro bei kostendeckender Finanzierung größer sein wird als die Kosten.

4.3 Ableitung einer Empfehlung über die Integration einer (Teil-) Finanzierung der Honorierungsprämien über marktbasierte Zertifikate

Neben der öffentlichen Finanzierung eines Honorierungssystems, stellt sich die Frage, inwieweit Märkte zur Honorierung der Ökosystemleistungen renaturierter Wälder und Moore etabliert werden können. Mithilfe solcher Märkte für Ökosystemleistungen sollen private finanzielle Mittel mobilisiert werden, um den Staat in seinen Renaturierungsbemühungen zu unterstützen und die öffentlichen Haushalte finanziell zu entlasten.

In der Literatur wurden unterschiedliche in Deutschland bereits existierende Systeme, wie z. B. die (freiwilligen) Zertifikatsysteme (z. B.: MoorFutures, Waldaktie – siehe Joosten et al., 2015; Permien, 2013 oder Kapitel 2.3.2), identifiziert, die Marktmechanismen nutzen, um beispielsweise die durch die Wiedervernässung oder Wiederaufforstung erbrachte Klimaschutzleistung zu vermarkten.

Grundsätzlich gilt, dass eine marktbasierte Finanzierung der naturnahen Bewirtschaftung oder Renaturierung möglich ist, wenn die Kosten (also vor allem die laufenden Kosten der Renaturierung) der Zahlungsbereitschaft am Markt für die durch die Renaturierung erbrachten Ökosystemleistungen entsprechen. Andernfalls können marktbasierte Honorierungssysteme nur ergänzend als eine Form der Teil-Finanzierung zu öffentlichen Förderungen wirken. Sofern marktbasierte Honorierungen nur ergänzend wirken können, sollte in der Umsetzung darauf geachtet werden, dass das Prinzip der Zusätzlichkeit berücksichtigt wird. Das heißt, es sollte keine Doppelförderungen (marktbasierte und öffentliche Finanzierung) für die Bereitstellung derselben (Ökosystem)Leistung geben.

4.3.1 Wald

Damit sich Märkte um die Honorierung der Bereitstellung der Ökosystemleistungen der Wälder bilden können, muss es eine Nachfrage für die Erhöhung der Bereitstellung der Waldökosystemleistungen geben. Im Rahmen des Projekts wurden durch die Waldrenaturierung positive Auswirkungen auf die Abflussregulation bzw. den Wasserrückhalt, den Nährstoffrückhalt, die Bereitstellung von Habitaten und auf den Erholungsnutzen bestimmt (siehe Kapitel 3.4). Das heißt, hier bietet sich die Möglichkeit zu prüfen, unter welchen Bedingungen sich Märkte um diese Ökosystemleistungen entwickeln können. Für die biophysikalische Änderung der Klimaschutzleistung durch Renaturierung waren die Ergebnisse der Fallbeispiele weniger

eindeutig und es lässt sich in diesem Projekt keine Aussage darüber treffen, inwiefern sich ein CO₂-Zertifikatmarkt zur Honorierung der Klimaschutzleistung renaturierter Wälder etablieren lässt.

Die Vermarktung der Klimaschutzleistung durch die Waldmehrung über (freiwillige) CO₂-Zertifikate ist bereits Praxis. Grundlage für die CO₂-Zertifikate ist dabei die CO₂-Speicherung im Holz. Im Rahmen des Projekts wurde auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten anhand des Waldbeispiels Presseler Heidewald untersucht, inwiefern sich die Klimaschutzleistung durch die Maßnahmen des Waldumbaus verändert. Hierzu wurde der Holzzuwachs näher betrachtet und vor und nach Waldumbau miteinander verglichen. Wie sich die Zuwachsraten über längere Zeiträume entwickeln, kann derzeit nicht abgeschätzt werden, im Ergebnis waren die Zuwachsraten jedoch geringer. Das bedeutet, dass vor der Renaturierung mehr CO₂ durch den Holzzuwachs gespeichert wurde. Das liegt unter anderem an Renaturierungsmaßnahmen, die auf die Baumzusammensetzung und natürliche Verjüngung der Wälder abzielen. Es sollte allerdings hervorgehoben werden, dass sich daraus nicht schließen lässt, dass renaturierte Wälder keinen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Ein renaturierter Wald bindet durch das (absolute) Wachstum der Bäume CO₂. Außerdem kann eine naturnahe Bewirtschaftung der Wälder beispielsweise zu einer höheren Anreicherung von CO₂ im Waldboden führen. Darüber hinaus sind naturnahe Wälder resilienter gegenüber Stressfaktoren (wie z. B. auch den Folgen des Klimawandels) und eine erhöhte Resilienz kann sich wiederum positiv auf die Klimaschutzleistung auswirken (Ibisch et al., 2021). Diese beiden Effekte konnten im Rahmen des Projekts und aufgrund fehlender belastbarer Daten und Methoden nicht quantifiziert und ökonomisch bewertet werden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass diese Effekte die Verringerung der CO₂-Speicherung durch den verminderten Holzzuwachs der renaturierten Wälder ausgleichen. Jedoch kann in diesem Projekt nicht darüber diskutiert werden, ob und in welcher Form ein CO₂-Zertifikatemarkt zur Finanzierung des Waldumbaus etabliert werden kann.

Die Renaturierung von Waldmooren eröffnet allerdings die Möglichkeit, die Waldrenaturierung zumindest teilweise über die freiwilligen CO₂-Märkte zu finanzieren. In den drei Wald- und Waldmoorbeispielen liegt die geschätzte Klimaschutzleistung bei 217 bis 847 t CO₂-Äquivalente pro Jahr. Je nach CO₂-Zertifikatspreis können sich daraus erhebliche Bruttoerlöse ergeben. Bei einem Zertifikatspreis von circa 65 €/t liegt die Spannbreite der potentiellen Bruttoerlöse in den Fallbeispielen bei circa 14.105 und 55.055 €/Jahr. Durch diese potentiellen Erlöse aus einem CO₂-Zertifikathandel lassen sich nicht die in den Fallbeispielen ermittelten Gesamtkosten der Waldrenaturierung finanzieren. Allerdings wären durch die Erlöse die laufenden Kosten – Pflege- und Opportunitätskosten – gedeckt. Somit könnte die Vermarktung der Klimaschutzleistung über freiwillige CO₂-Märkte eine Einnahmequelle darstellen, um die Renaturierung teilzuhonorieren. Über diese marktbasierende Teilhonorierung hinaus, könnte die öffentliche Hand weiterhin Mittel zur Verfügung stellen, die die Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen begünstigen.

Freiwillige Vereinbarungen zwischen Wasserversorgern und Forstbetrieben zur Reduktion der Nitratbelastung der Binnengewässer sind ein gutes Beispiel für eine freiwillige Honorierung des Nährstoffrückhalts (renaturierter) Wälder (Oehlmann et al., 2017; Pettenella et al., 2012). Aus Perspektive der Wasserversorger werden die freiwilligen Vereinbarungen getroffen, da die Umsetzung gezielter Maßnahmen zur Erhöhung des Nährstoffrückhalts der Wälder kosteneffizienter ist, als die technische Aufrüstung der Kläranlagen. In Oehlmann et al. (2017) werden die Kosten der technischen Trinkwasseraufbereitung in Abhängigkeit

unterschiedlicher zu entfernender Nitratkonzentrationen bestimmt und reichen von circa 59 bis zu 137 €/kg Stickstoff. Der in den Fallbeispielen berechnete Stickstoffrückhalt der Wald- und Waldmoorbeispiele liegt zwischen 1.965 kg/Jahr bis 4.516 kg/Jahr. Ausgehend von den Kostenschätzungen aus Oehlmann et al. (2017) ergibt sich daraus eine potentielle Honorierung von circa 115.930 bis 618.690 €/Jahr. Mithilfe dieser Beiträge können die ermittelten Gesamtkosten nicht vollständig gedeckt werden, eine Teilfinanzierung wäre jedoch möglich. Die freiwilligen Vereinbarungen würden dabei ausschließlich zur Finanzierung der Maßnahmen zur Erhöhung des Nährstoffrückhalts genutzt werden. Die öffentliche Förderung müsste mit diesen Beiträgen verrechnet werden und könnte zur Umsetzung weiterer Maßnahmen, die auf die Erhöhung weiterer Waldökosystemleistungen und der Biodiversität im Wald abzielen, verwendet werden.

Freiwillige Vereinbarungen sind jedoch nur auf lokaler bzw. regionaler Ebene umsetzbar. Um den Nährstoffrückhalt überregional zu vermarkten, wäre die Etablierung eines Zertifikatmarktes eine zusätzliche Option. Durch ein staatliches Intervenieren wäre beispielsweise die Schaffung eines verpflichtenden Marktes zum Ausgleich von Nährstoffüberschüssen im Sinne eines Cap-and-Trade-Systems möglich. Der Verkauf von Nährstoffzertifikaten, beispielsweise an die Landwirtschaft, würde es ermöglichen, den Nährstoffrückhalt renaturierter Wälder (und insbesondere von Waldauen) zu honorieren. Darüber hinaus wäre es auch möglich, Unternehmen mit einem besonders hohen Wasserverbrauch dazu zu verpflichten zum Wasserrückhalt in der Landschaft beizutragen, indem sie beispielsweise die Renaturierung von Wäldern finanzieren. Auch hier könnte ein entsprechender Wasser-Zertifikatmarkt etabliert werden. In beiden Fällen bleibt allerdings unklar, inwiefern diese Maßnahmen lediglich als komplementäre Ergänzung zu Förderungen wirken würden oder diese sogar ersetzen könnten. Für den Erfolg derartiger Systeme sind einerseits die Kostenstrukturen der durch diese Regulierungen betroffenen Wirtschaftssektoren (beispielsweise die Landwirtschaft als größter Nährstoffemittent oder die Energieversorgung als größter Wasserverbraucher) und andererseits die konkrete Ausgestaltung solcher Regulierungen (beispielsweise die Höhe der Sanktionen bei fehlendem Nährstoff- oder Wasserausgleich) von Relevanz.

Ein weiterer Marktanreiz zur Renaturierung könnte sich durch die Nachfrage von Unternehmen ergeben, die auf Holzprodukte angewiesen sind oder diese verkaufen. Diese Unternehmen können ein besonderes Interesse an der Renaturierung der Wälder haben, um gegenüber ihren Stake- und Shareholdern damit werben zu können, dass sie Holz aus einer verifizierten Waldbewirtschaftung nutzen und vermarkten oder über den Beitrag zum Erhalt der Wälder gegen Ausfallrisiken vorsorgen und zur Resilienz ihrer Lieferketten beitragen. Letzteres könnte für Versicherungsunternehmen und die Gestaltung von Versicherungspolizen zunehmend relevant sein (The World Bank Group, 2020). Diese Nachfrage nach Holz aus einer nachhaltigen oder naturnahen Waldbewirtschaftung kann genutzt werden, um die naturnahe Bewirtschaftung zu refinanzieren. Durch den Forest Steward Ship Council (FSC) verifizierte Holzprodukte können hier als ein Beispiel genannt werden. Auf Grundlage festgelegter Kriterien und Indikatoren wird durch den FSC beurteilt, ob ein Wald nachhaltig bewirtschaftet wird. Erhält der Forstbetrieb das FSC-Zertifikat, kann der Betrieb seine Holzprodukte damit auf dem Markt bewerben. Die Bewerbung der FSC-Zertifizierung zielt darauf ab, den Forstbetrieben die Möglichkeit zu eröffnen, einen Preisaufschlag auf die Produkte zu setzen. Dieser Preisaufschlag soll wiederum dazu dienen, die naturnahe Bewirtschaftung der Wälder zu refinanzieren. Ein ähnliches System wird durch Böttcher et al. (2022) vorgeschlagen. Über sogenannte Waldzertifikate soll der Biodiversitätsschutz renaturierter Wälder honoriert werden. Der Staat soll dabei

als Marktakteur intervenieren, um das Vertrauen in die Waldzertifikate zu stärken und den Markt zu stabilisieren. Die Vermarktung der Zertifikate erfolgt hier allerdings nur ergänzend zu der öffentlichen Förderung.

Die Bewertungsergebnisse zum verbesserten Erholungsnutzen renaturierter Wälder sind für ein marktfähiges Honorierungssystem eher ungeeignet. Zwar basieren die Ergebnisse auf Zahlungsbereitschaftsstudien, die Anhaltspunkte für die monetäre Bewertung des Erholungsnutzen liefern (Elsasser et al., 2020; Gatto et al., 2013), aber es erscheint unrealistisch diese Zahlungsbereitschaften im vollen Umfang tatsächlich über Märkte abzugreifen. Tatsächliche Zahlungsbereitschaften können von fragebogenbasierten Zahlungsbereitschaften abweichen. Dies bedeutet, dass es unklar bleibt, ob und in welchem Umfang Waldbesucher*innen tatsächlich für den Erholungsnutzen zahlen würden, wenn beispielsweise für den Besuch renaturierter Wälder Eintritt erhoben werden würde. Vor dem Hintergrund, dass in Deutschland der Zugang zu Nationalparks weitestgehend ohne Eintritt möglich ist, bleibt es auch fraglich, ob für ein Eintrittssystem die nötige gesellschaftliche Akzeptanz vorhanden ist. Zudem bräuchte es zusätzliche Investitionen, die den Zugang zu den Waldgebieten nur über bestimmte Eingänge ermöglichen. Vor diesem Hintergrund erscheint eine marktbasierende Honorierung des Erholungsnutzen eher unrealistisch. Es könnte allerdings politisch geprüft werden, ob und inwiefern sich der Erholungsnutzen (teilweise) über Steuerentlastungen auf Umsätze aus Naturtourismus honorieren lässt. Eine derartige Honorierung existiert bereits im finnischen METSO Programm (siehe Tab. 7). Entlastungen dieser Art müssten über Steuergelder finanziert werden. Eine Finanzierung aus Steuermitteln ließe sich wiederum eher mit den fragebogenbasierten Zahlungsbereitschaften begründen, da in den Befragungsstudien das Zahlungsmittel zur Bestimmung der Zahlungsbereitschaften oftmals über eine Änderung der Steuerbeiträge definiert ist. Dabei sollte allerdings berücksichtigt werden, dass eine geäußerte Zahlungsbereitschaft in ihrer Höhe nicht unbedingt der tatsächlichen Zahlungsbereitschaft entsprechen muss.

4.3.2 Moor

Analog zur Diskussion um die marktbasierende Honorierung der Waldrenaturierung, stellt sich auch für die marktbasierende Honorierung der Moorenaturierung die Frage, inwiefern es eine Marktnachfrage nach den Ökosystemleistungen von wiedervernässten Mooren gibt. Der Fokus liegt dabei auf den Ökosystemleistungen, die im Rahmen der Auswertung der Fallbeispiele näher betrachtet wurden, das sind die Klimaschutzleistung, die Abflussregulation bzw. der Wasserrückhalt, der Nährstoffrückhalt, und die Habitatbereitstellung.

Die Vermarktung der Klimaschutzleistung wiedervernässter Moore über (freiwillige) CO₂-Zertifikate ist in Deutschland bereits Praxis. In unterschiedlichen Natur- und Klimaschutzprojekten wird der freiwillige Erwerb von CO₂-Zertifikaten aus der Renaturierung von Mooren beworben (siehe Kapitel 2.3.2). Die Höhe der Honorierung, die sich aus dem Verkauf von (freiwilligen) CO₂-Zertifikaten ergeben kann, ist abhängig von den Preisen für die Zertifikate sowie dem tatsächlichen Treibhausgasrückhalt wiedervernässter Moore. Die Preise ergeben sich durch die Nachfrage sowie das Angebot und der Treibhausrückhalt unterscheidet sich je nach Anhebung des Wasserstands. Unter der Annahme, dass die Preise für die CO₂-Zertifikate bei ungefähr 65 €/t CO₂-Äquivalente liegen und durch die Wiedervernässung 5 bis 25 t/ha/Jahr CO₂-Äquivalente vermieden werden können (Couwenberg et al., 2008), ergeben sich daraus Bruttoerlöse von 325 bis 1.625 €/ha/Jahr. Diese Erlöse könnten mit landwirtschaftlichen Erträgen aus der Bewirtschaftung trockengelegter Moorböden konkurrieren und die

notwendigen Anreize setzen, um Landwirt*innen zur Wiedervernässung der Moorflächen zu bewegen. Dies unterstreichen die bereits existierenden Projekte zur Vermarktung der Klimaschutzleistung der Moorrenaturierung. Es ist allerdings fraglich, wie sich die Nachfrage nach freiwilligen Zertifikaten entwickeln wird und ob sie ausreicht, um die weitreichenden klimapolitischen Ziele hinsichtlich der Wiedervernässung der Moore zu erreichen. Ein verpflichtendes Emissionshandelssystem für die Treibhausgase der Landwirtschaft könnte hier eine Lösung sein, um den Markt für CO₂-Zertifikate aus der Wiedervernässung zu stabilisieren. In Isermeyer et al. (2019) und Schäfer et al. (2022) wird ein Cap-and-Trade für den Treibhausgashandel in der Landwirtschaft diskutiert. Ausgangspunkt ist die Ausschüttung handelbarer Emissionsrechte an die Landwirtschaft, deren Umfang mit den Klimazielen des Agrar- und LULUCF-Sektors in Einklang stehen. Die ausgeschütteten Emissionsrechte können genutzt werden, um z. B. die eigenen Emissionen aus der entwässerten Bewirtschaftung der Moore zu decken. Gleichzeitig besteht die Möglichkeit, diese Rechte bei Einsparungen, beispielsweise durch die Wiedervernässung der Moore, an landwirtschaftliche Betriebe als Zertifikate zu verkaufen, die mehr CO₂-Äquivalente emittieren als sie im Rahmen der CO₂-Deckelung dürfen. Durch eine staatliche Mindestpreisgarantie sollen Anreize geschaffen werden, um Landwirt*innen zu einer Wiedervernässung zu motivieren. Isermeyer et al. (2019) schlagen beispielsweise einen Preis von 100 €/t CO₂-Äquivalente vor. Die Bruttoerlöse einer Wiedervernässung lägen somit zwischen 500 bis 2.500 €/ha/Jahr.

Analog ließen sich die Überlegungen aus Isermeyer et al. (2019) auch auf ein System zur Regulierung der Nährstoffemissionen der Landwirtschaft übertragen. Die Wiedervernässung der Moorböden könnte dabei eine Maßnahme darstellen, um die eigenen Nährstoffemissionen auszugleichen oder um anderen landwirtschaftlichen Betrieben Nährstoffzertifikate zur Verfügung zu stellen. Der Staat müsste hier eine Deckelung der Nährstoffemissionen vorgeben und könnte einen Mindestpreis für die Nährstoffzertifikate vorgeben. Alternativ zu einem überregionalen Zertifikathandel eignen sich auf lokaler Ebene auch freiwillige Vereinbarungen zwischen Wasserversorgungsunternehmen und der Landwirtschaft, um den Nährstoffrückhalt der wiedervernässten Moore zu honorieren. Für das Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth wurde der Stickstoffrückhalt auf 2.436 kg/Jahr geschätzt. Ausgehend von den Kostenabschätzungen der technischen Trinkwasseraufbereitung (siehe Oehlmann et al., 2017), könnte sich so eine Honorierung von ungefähr 143.720 bis 333.730 €/Jahr für das Fallbeispiel ergeben. Der Barwert der Gesamtkosten des Fallbeispiels liegt bei einem Zeithorizont von 30 Jahren und einer Abzinsungsrate von 3 % bei circa 289.000 €. Je nach der Länge der Vereinbarungen könnten diese Kosten darüber gedeckt werden. Das heißt freiwillige Vereinbarungen haben auf lokaler oder regionaler Ebene das Potential, die Wiedervernässung der Moore mitzufinanzieren.

Neben der Vermarktung dieser regulierenden Ökosystemleistungen wiedervernässter Moore wird zunehmend darüber diskutiert, ob eine landwirtschaftliche Nutzung in Form von Paludikulturen eine sinnvolle Alternative zu den Extremen der aktuellen Formen der Moorbewirtschaftungen – Bewirtschaftung ohne Nutzungseinschränkungen und Wiedervernässung ohne anschließende Nutzung – darstellt (Närmann et al., 2021; Schäfer et al., 2022). Paludikulturen wurden in diesem Projekt im Detail nicht beleuchtet, sollten allerdings im Rahmen der Diskussion zu einer marktbasierten Honorierung der Moorrenaturierung erwähnt werden. Paludikulturen sollen es ermöglichen, dass Landwirte trotz der Wiedervernässung Erträge auf diesen Flächen erwirtschaften können. Die Vermarktung landwirtschaftlicher Erzeugnisse aus Paludikulturen birgt das Potenzial, weitere Ökosystemleistungen, wie beispielsweise den Beitrag zur Habitatqualität, über entsprechende Produktlabel zu honorieren, wie es bei Holzprodukten

bereits eine etablierte Praxis ist (siehe Kapitel 4.3.1). Die Vermarktung mittels entsprechender Umweltlabel scheint besonders sinnvoll für Dämm- oder Werkstoffe aus Paludikulturen, da Konsument*innen bei langlebigen Produkten eher auf die Umweltwirkungen und Nachhaltigkeit der Produkte achten (Schäfer et al., 2022). Alternativ wäre es auch möglich Steuervergünstigungen für die Produkte der Paludikulturen einzuführen. Beispielsweise könnte eine niedrigere Mehrwertsteuer zu einem besseren Absatz am Markt beitragen und somit die Ertragsmöglichkeiten der Landwirt*innen aus Paludikulturen steigern. Des Weiteren wäre es notwendig, die aktuelle Agrarförderpolitik zu reformieren und zusätzliche Fördermittel für die Umstellung auf Paludikulturen, sowie für Markt- und Produktinnovationen bereitzustellen, damit sich Paludikulturen zu einer attraktiven Alternative zur trockenen Bewirtschaftung der Moorböden zu etablieren (Schäfer et al., 2022; Wichmann et al., 2022).

4.4 Anmerkungen zur Umsetzung und Finanzierung von ergebnisorientierten Anreiz- und Fördersystemen

Für die Umsetzung eines Honorierungs- und Förderprogramms bedarf es geeigneter Organisationsstrukturen mittels derer der administrative Aufwand kosteneffizient bearbeitet werden kann. Eine zentrale Organisation könnte von Vorteil sein, um Ressourcen und Expertise zu bündeln und Prozesse zu beschleunigen. In diesem Zusammenhang wird auf die in der Literatur schon mehrfach vorgeschlagene Schaffung eines entsprechenden Fonds hingewiesen (Isermeyer et al., 2019; Schäfer et al., 2022; Wolters et al., 2013). Der Fonds würde dabei die öffentlichen Fördermittel verwalten und verteilen, standardisierte Methoden zur Erfassung der honorierungsfähigen Ökosystemleistungen etablieren und den Fortschritt sowie die Instandhaltung der Renaturierungsprojekte monitoren.

Darüber hinaus könnte ein Fonds auch eine entscheidende Rolle bei der Umsetzung marktbasierter Honorierungen der Ökosystemleistung-Bereitstellung spielen. Im Rahmen einer Honorierung der Klimaschutzleistung oder des Nährstoffrückhalts über den Zertifikathandel könnte der Fonds als Vermittler zwischen Angebot und Nachfrage agieren. Außerdem könnte der Fonds die privaten Ressourcen bündeln und dadurch Risiken besser verteilen. Er hätte eine Signalwirkung für den Markt und könnte die Glaubwürdigkeit in Renaturierungsprojekte stärken. Sofern der Kauf und Verkauf der Zertifikate über den Fonds abgewickelt werden, bestünde die Möglichkeit, dass der Fonds durch die Festlegung der Zertifikatpreise sicherstellt, dass Forst- und Landwirt*innen eine angemessene, nachhaltige Honorierung für die Bereitstellung der Zertifikate erhalten. Mit dem Waldklimafonds bestand bereits eine Möglichkeit, auf bestehende Strukturen aufzubauen und dessen Funktionen und Aufgaben auszubauen. Allerdings stehen dem Waldklimafonds seit der Verabschiedung des Bundeshaushalts 2024 keine zusätzlichen Mittel zur Verfügung. Folglich ist unklar, inwiefern die Schaffung eines Fonds zur Förderung der Renaturierung von Wäldern und Mooren aktuell eine realistische Option darstellt.

Ein weiterer relevanter Aspekt für die Umsetzung eines Anreiz- und Honorierungssystems ist der Finanzierungsbedarf. Die Ermittlung des Finanzierungsbedarfs ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig. Dazu zählen auch die durch die Renaturierung zu erreichenden Natur- oder Klimaschutzziele und die gesellschaftliche Akzeptanz dieser Ziele sowie Trends und Prognosen zur volkswirtschaftlichen Entwicklung. Eine belastbare Schätzung des Finanzierungsbedarfs wäre folglich nur über eine Szenario-Analyse möglich. Die vorliegende Kosten-Nutzen-Analyse sowie die Überlegungen zu den Anreiz- und Honorierungssystemen des Projekts erlauben lediglich eine ungefähre Abschätzung des Finanzierungsbedarfs, die als Anhaltspunkt

für weitere Berechnungen dienen kann. Ausgangspunkt der Abschätzungen sind dabei politische Zielvorgaben für die Renaturierung oder THG-Einsparungen im Agrar- bzw. LULUCF-Sektor, sowie die Kosten der Renaturierung.

In Nordt et al. (2022) findet sich eine Übersicht unterschiedlicher Wiedervernässungsszenarien zur Erreichung unterschiedlicher Einsparungsziele aus der Literatur. Die dort dargestellten Szenarien wurden wiederum auf Grundlage unterschiedlicher politischer Erklärungen oder Strategien auf nationaler oder internationaler Ebene hergeleitet. Der Flächenbedarf für die Einsparungen reicht je nach Szenario zwischen circa 300.000 bis 1.5 Mio. Hektar und die damit zusammenhängenden Einsparungsziele für 2030 liegen zwischen 5 bis 36 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalente. Auf Grundlage der Investitionskosten der untersuchten Moorbeispiele und unter der Annahme eines Betrachtungszeitraums von 30 Jahren und einer Abzinsungsrate von 3 % würde sich zur (Voll-)Finanzierung der Investitionskosten ein Förderbedarf von ungefähr 274 Mio. bis 2.6 Mrd. € ergeben. Zusätzlich wäre ein jährlicher Finanzierungsbedarf von circa 92 Mio. bis 911 Mio. €/Jahr notwendig, um über ein Anreiz- bzw. Honorierungssystem die laufenden Pflege- und Opportunitätskosten der Renaturierung zu decken. Allein aus der Vermeidung der THG-Emissionen durch die Wiedervernässung würde diesen Kosten ein Nutzen von circa 1,5 Mrd. € bis 10,7 Mrd. €/Jahr gegenüberstehen, sofern zur Bewertung die Schadenskosten des Klimawandels des UBAs verwendet werden (Matthey et al., 2024).

In Bezug auf die Renaturierung von Wäldern lässt sich der notwendige Umfang der Waldrenaturierung anhand politischer Zielvorstellungen nicht eindeutig abschätzen. Folglich kann eine Übersicht unterschiedlicher Szenarien wie in Nordt et al. (2022) für die Moorrenaturierung zur Berechnung des Flächen- und Finanzierungsbedarfs nicht herangezogen werden. Die Überlegungen werden daher auf Grundlage der Vorgaben der EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur angestellt, die vorgibt, dass bis 2030 20 % und bis 2050 alle wiederherstellungsfähigen Ökosysteme durch Maßnahmen zur Renaturierung abgedeckt sind. Zur Bestimmung der Waldfläche, die sich in einem wiederherstellungsbedürftigen Zustand befindet, werden Abschätzungen aus Bolte et al. (2021) und Martin & Trapp (2021) herangezogen. Erstere nehmen an, dass sich ungefähr 2,85 Mio. Hektar Wald in einem naturfernen Zustand befinden. Martin & Trapp (2021) schätzen den Renaturierungsbedarf der Wälder auf eine Fläche von 3,86 Mio. Hektar. Wenn sich bis 2030 ungefähr 20 % in Maßnahmen zur Renaturierung befinden sollen, würde das einen Flächenumfang von 570.000 bis 772.000 Hektar entsprechen. Von 2030 bis 2050 müssten anschließend 2,28 Mio. bis 3,09 Mio. Hektar in Renaturierungsmaßnahmen überführt werden. Ausgehend von den im Projekt ermittelten Investitionskosten der Waldrenaturierung und den zuvor genannten Annahmen, müssten ungefähr 3,4 Mrd. bis 8,4 Mrd. € bereitgestellt und über die Jahre gemäß den Vorgaben der EU-Verordnung verteilt werden. Für die laufenden Kosten läge der Finanzierungsbedarf in einer Spannbreite von 406 Mio. bis 1,2 Mrd. €/Jahr. Hier sollte darauf aufmerksam gemacht werden, dass dies nicht den jährlichen Finanzierungsbedarf bis 2050 darstellt, sondern die jährlichen laufenden Kosten, die entstehen, wenn die gesamte naturferne Waldfläche renaturiert wird. In Abhängigkeit der Laufzeit eines Förder- oder Honorierungsprogramms würde sich daraus der Finanzierungsbedarf für die laufenden Kosten ergeben. Wenn dabei davon ausgegangen wird, dass sich durch die Waldrenaturierung die Habitatqualität im Durchschnitt um mindestens einen Biotopwertpunkt verbessert, läge der jährliche gesellschaftliche Nutzen der Umsetzung dieser Vorgaben bei ungefähr 778 Mio. bzw. 1,1 Mrd. €/Jahr, wenn für die Bewertung dieser Änderung die Zahlungsbereitschaften für den Erhalt und Schutz der Natur aus Schweppe-Kraft et al. (2020) herangezogen werden.

5 Fazit

In Anbetracht der vielfältigen Ökosystemleistungen, die von Wald- und Moorökosystemen erbracht werden, sowie vor dem Hintergrund der sich zuspitzenden Biodiversitäts- und Klimakrise ist die Wiederherstellung degradierter Ökosysteme unerlässlich. Eine Intensivierung der (bisherigen) Bemühungen zur Renaturierung von Wäldern und Mooren kann auf Basis der politisch erklärten und vereinbarten Ziele zum Natur- und Klimaschutz sowie der umweltökonomischen Theorie begründet werden.

Vor diesem Hintergrund hat sich das Projekt damit auseinandergesetzt, wie der aktuelle Forschungsstand sowie geeignete Fallbeispiele genutzt werden können, um Empfehlungen für die Ausgestaltung von Anreizinstrumenten und ein Honorierungssystem zur Förderung der Renaturierung von Wäldern und Mooren abzuleiten. Es wurden eine Literaturrecherche zur umweltökonomischen Bewertung der Ökosystemleistungen von Wäldern und Mooren sowie öffentlicher oder marktbasierter Honorierungssysteme und -konzepte durchgeführt. Außerdem wurden Fallbeispiele tatsächlicher Wald-, Waldmoor und Moorrenaturierungen analysiert und umweltökonomisch bewertet. Mithilfe der in diesem Projekt durchgeführten Analysen wurde somit eine Diskussionsgrundlage geschaffen, die für die Entwicklung politischer Instrumente zur Förderung der Renaturierung von Wäldern und Mooren herangezogen werden kann.

Der gesellschaftliche Nutzen und die betriebswirtschaftlichen Kosten der Renaturierung wurden gegenübergestellt und es konnte gezeigt werden, dass der gesellschaftliche Nutzen der Renaturierung die betriebswirtschaftlichen Kosten deutlich übersteigt. Im Mittelpunkt der Analyse standen zum einen Maßnahmenbündel, die durch die Anhebung des Wasserstandes auf Moorböden die Klimaschutzleistung sowie den Wasser- und Nährstoffrückhalt der Wald- oder landwirtschaftlich genutzten Flächen erhöht. Darüber hinaus wurden auch biodiversitätsfördernde Maßnahmen in Wäldern (natürliche Sukzession, naturnahe Baumartenzusammensetzung) näher betrachtet und bewertet. Auf Grundlage der Messung und Modellierung der Änderungen in den Ökosystemleistungen sowie der umweltökonomischen Bewertung dieser Änderungen konnte gezeigt werden, dass die Umsetzung von Wiederherstellungsmaßnahmen einen erheblichen gesellschaftlichen Nutzen mit sich bringt. In allen Fallbeispielen war dieser Nutzen deutlich größer als die Kosten für Planung, bauliche Umsetzung, Unterhaltung und die mit den Maßnahmen einhergehenden forst- und landwirtschaftlichen Nutzungseinschränkungen. Der Nutzen übersteigt die Kosten in den Fallbeispielen um das zwei- bis achtfache. Das bedeutet, dass das Kosten-Nutzen Verhältnis über alle Fallbeispiele hinweg eindeutig positiv ist. Dieses positive Kosten-Nutzen Verhältnis kann genutzt werden, um die Höhe der Beiträge für eine Förderung von Renaturierungsmaßnahmen auf Wald und Moorflächen (bzw. organischen Böden) zu diskutieren und Potentiale für die Gestaltung von sowohl öffentlichen als auch marktbasierten Anreiz- und Förderinstrumenten darzustellen.

Andererseits hat die Auswertung der Fallbeispiele auch gezeigt, dass die Datenverfügbarkeit verbessert und die zur Verfügung stehenden Modelle und Methoden zur Bewertung des Nutzens der Renaturierung von Wäldern und Mooren weiterentwickelt werden müssen. Denn aktuell war zwar eine richtungssichere Schätzung des Nutzens möglich, es konnten aber jeweils nur Untergrenzen abgebildet werden, da in allen Fallbeispielen die Datengrundlage und Dokumentation der Maßnahmen nicht ausreicht, um eine vollständige Bewertung aller Änderungen in den Ökosystemleistungen zu ermöglichen. Dadurch wurde der tatsächliche Umfang des gesamtgesellschaftlichen Nutzens der Renaturierung von Wäldern und Mooren mit großer

Wahrscheinlichkeit deutlich unterschätzt. Ein verbessertes Monitoring und damit eine umfassendere Dokumentation der Maßnahmenwirkungen könnten voraussichtlich noch deutlich höhere Nutzenwerte sichtbar machen. Außerdem würde ein verbessertes Monitoring auch dazu beitragen, dass eine größere Anzahl von Fallbeispielen für eine umweltökonomische Bewertung zur Verfügung stünde. Dies würde wiederum robustere Aussagen über den Nutzen sowie das Kosten-Nutzen-Verhältnis erlauben. Dadurch wären auch weitreichendere Aussagen über die Gestaltung und Finanzierung von Förderprogrammen möglich.

Im Rahmen der Analyse konnte aufgezeigt werden, dass ein System der ergebnisorientierten Honorierung zur Steuerung der Zielerreichung sinnvoll ist, jedoch nicht als ausreichend erachtet werden kann, um die Eintrittsbarrieren für Forst- und Landwirt*innen zu überwinden. Eintrittsbarrieren können sich aus dem Liquiditäts- oder Refinanzierungsrisiko ergeben, das mit den hohen anfänglichen Investitionskosten sowie den Unsicherheiten bezüglich des Erreichens der angestrebten Ergebnisse einhergeht. In diesem Zusammenhang erscheinen hybride Systeme aussichtsvoller, die eine kostenbasierte Förderung mit einer Honorierung der Ergebnisse kombinieren. Die kostenbasierte Förderung soll Forst- und Landwirt*innen bei der Planung und Durchführung von Renaturierungen unterstützen. Eine Honorierung der Renaturierung erfolgt nur bei Nachweis erfolgreich durchgeführter Maßnahmen bzw. mess- und modellierbarer Veränderungen des ökologischen Zustands. Die Höhe der Honorierung sollte sich mindestens an den laufenden (durchschnittlichen) Opportunitäts- und Pflegekosten orientieren. Ein zusätzlicher Aufschlag könnte auf der Basis des in den Fallbeispielen ermittelten Nettonutzens gerechtfertigt und ggf. notwendig sein, um nicht-ökonomische bzw. sozio-kulturelle Faktoren einzupreisen, die die Bewirtschaftungsentscheidungen der Betriebe beeinflussen und als Hemmnisse wirken können (Buschmann et al., 2020; Latacz-Lohmann et al., 2019). Der für die Fallbeispiele berechnete durchschnittliche Nettonutzen lag für die Wald- und Waldmoorbeispiele bei 761 €/ha/Jahr und bei 1.403 €/ha/Jahr für die Moorbeispiele. Auf Grundlage dieser Ergebnisse lässt sich argumentieren, dass eine Honorierung über die Kosten hinaus diesen Nettonutzen noch stärker abschöpfen könnte.

Zur Unterstützung der Honorierung von Renaturierungsmaßnahmen könnten Märkte für die Änderungen der Ökosystemleistungen etabliert werden, sofern es eine Nachfrage nach dem Angebot von Ökosystemleistungen renaturierter Wälder oder Moore gibt. Ein Emissionshandelssystem kann beispielsweise genutzt werden, um die Klimaschutzleistung oder den Nährstoffrückhalt renaturierter Wälder und Moore über den Verkauf von entsprechenden Zertifikaten zu honorieren. Der Nährstoffrückhalt ließe sich auch über freiwillige Vereinbarungen zwischen Wasserversorgungsunternehmen und Forst- und Landwirt*innen honorieren, da die Finanzierung der Renaturierung kosteneffizienter sein kann als die technische Auf- und Umrüstung der Wasseraufbereitung und Nährstofffilterung. Inwiefern der Staat aktiv zur Etablierung marktbasierter Honorierungssysteme beitragen kann, bleibt weiterhin zu diskutieren. Eine Beurteilung dieser Fragen kann dabei nicht ausschließlich aus einer umweltökonomischen Perspektive erfolgen. Fest steht, dass für die Renaturierung der Wälder und Moore erhebliche finanzielle Mittel mobilisiert werden müssen und innovative Lösungen erforderlich sind, um den Staat bei der Umsetzung der Renaturierung zu entlasten. Ein wichtiger erster Schritt für die Finanzierung wäre der Abbau von Agrarsubventionen, die eine klima- und biodiversitätsschädigende Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen begünstigen. Ein Weiterbestehen dieser Förderungen führt zu einer fortgesetzten künstlichen Erhöhung der Opportunitätskosten alternativer, extensiverer und naturnäherer Landnutzungen und damit aus gesamtgesellschaftlicher Perspektive zu ineffizient hohen Landnutzungsintensitäten. Dies

wurde bereits durch vergleichbare Forschungsprojekte zur Renaturierung festgestellt (Schäfer et al., 2022).

Das Projekt leistet einen Beitrag zur politischen und wissenschaftlichen Diskussion zur Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen. Allerdings ist die Diskussion rund um die Finanzierung und Umsetzung der Wald- und Moorrenaturierung mit diesem Projekt noch nicht abgeschlossen. Beispielsweise wurde im Projekt der Fokus auf die finanzielle Honorierung renaturierter Ökosysteme und ihrer Leistungen gelegt. Eine Sanktionierung der Degradierung der Ökosysteme über die Einführung entsprechender Steuern wäre auch möglich und darüber hinaus mit dem Prinzip vereinbar, dass die Verursacher gesellschaftlicher Schäden für diese aufkommen sollten. In Isermeyer et al. (2019) wird die Einführung einer Klimasteuer im Agrarsektor diskutiert, die eine anfängliche Klimaprämie zur Förderung der Wiedervernässung der Moore ablösen soll und die trockene Bewirtschaftung der Moorflächen sanktioniert. Inwiefern Besteuerung der naturfernen oder eine Honorierung der naturnahen Bewirtschaftung geeigneter ist, um die politischen Ziele zu erreichen, lässt sich auf Grundlage der Ergebnisse in diesem Projekt nicht beurteilen und stellt eine zusätzliche Forschungsfrage dar. Darüber hinaus ist die tatsächliche Wahl der Instrumente, um eine umfangreiche Renaturierung der Wälder und Moore zu ermöglichen, auch eine normative Frage, die politisch ausgehandelt werden muss.

Des Weiteren wurden rechtliche Fragestellungen bei der Ausgestaltung von Anreiz- oder Förderinstrumenten für die Renaturierung von Wäldern und Mooren nicht näher beleuchtet, da dies nicht die Zielsetzung des Projekts war. Hinweise aus abgeschlossenen oder laufenden Projekten auf rechtliche Fragen im Zusammenhang zur Förderung der Renaturierung wurden jedoch berücksichtigt und mehr Informationen finden sich z. B. in Böttcher et al. (2022) und Schäfer et al. (2022). Zudem ist die Frage der gesellschaftspolitischen Akzeptanz für die Umsetzung der Renaturierung und die Erreichung der klima- und naturschutzpolitischen Ziele von großer Bedeutung. Die Bestimmung des gesellschaftlichen Nutzens der Renaturierung liefert zwar Hinweise darauf, dass die Renaturierung gesellschaftlich erwünscht sein könnte. Allerdings können auch weitere gesellschaftliche Verteilungskonflikte für die Akzeptanz eine Rolle spielen. Darüber hinaus sind auch sozio-kulturelle Einstellungen und politisches Vertrauen für die erfolgreiche Umsetzung von außerordentlicher Bedeutung. Diese Faktoren und Konfliktpotentiale lassen sich nicht durch umweltökonomische Bewertungen abbilden und sollten daher in zukünftigen Projekten näher untersucht werden.

Literaturverzeichnis

- AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart: 438 S.
- ARGE Klimamoor & biota (2023): Klimaschutz und Klimafolgenanpassung durch moorschonende Einrichtung der Staubbereiche und Wasserbewirtschaftung in Bezug auf Moorflächen des Landes Brandenburg und deren Einzugsgebiete. Antragsunterlage Probestau – Beantragung NABU-Förderung Klima+. ARGE Klimamoor & biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH: 38 S.
- Bartkowski, B., Lienhoop, N., & Hansjürgens, B. (2015): Capturing the complexity of biodiversity: A critical review of economic valuation studies of biological diversity. *Ecological Economics*, 113: 14 S. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.023>
- Baumgärtner, S., Klein, A. M., Thiel, D., & Winkler, K. (2015): Ramsey Discounting of Ecosystem Services. *Environmental and Resource Economics*, 61(2): S. 273–296. <https://doi.org/10.1007/s10640-014-9792-x>
- Bergen, V., Löwenstein, W., & Pfister, G. (1992): Studien zur monetären Bewertung von externen Effekten der Forst- und Holzwirtschaft. Sauerländer's, Schriften zur Forstökonomie. Frankfurt am Main.
- Bertram, C., & Larondelle, N. (2017): Going to the woods is going home: Recreational benefits of a larger urban forest site—A travel cost analysis for Berlin, Germany. *Ecological economics*, 132: S. 255–263.
- Best, A., Chelminska, M., Schock, M., Srebotnjak, T., Thie, J.-E., Greßmann, A., & Mondragon, Y. B. (2021): Umweltbedingte Krankheitskosten und Ansätze zu ihrer monetären Bewertung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt [Hrsg.], Umwelt & Gesundheit 02/2021. Dessau-Roßlau: 218 S.
- Best, H. H., Hornbostel, S., & Klein, H. (1999): Endbericht zum Projekt „Zur monetären Bewertung der Kollektivgutleistungen des Waldes“ für Thüringen (im Vergleich mit Hessen). Institut für Soziologie der F.-Schiller-Universität.
- BfN & BMU (2021): Handreichung zum Vollzug der Bundeskompensationsverordnung. Bundesamt für Naturschutz (BfN) & Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) [Hrsg.]: 103 S.
- BfN (2019): Wälder im Klimawandel: Steigerung von Anpassungsfähigkeit und Resilienz durch mehr Vielfalt und Heterogenität. Bundesamt für Naturschutz (BfN) [Hrsg.]. Bonn: 34 S.
- Bioplan (2022): Entwurfsplanung Revitalisierung des Waldmoorkomplexes „Endinger Bruch“ im Forstamt Schuenhagen (Revier Karnin) – Teil I. Bioplan GmbH. Im Auftrag des Landkreises Vorpommern-Rügen: 39 S.
- Biota (2016): Moorrevitalisierungsprojekt „Klädener Norden“ – Objektplanung Leistungsphasen 1 und 2. biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. Im Auftrag der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern: 75 S.
- Biota (2018): Moorrevitalisierungsprojekt „Klädener Norden“ – Entwurfs- und Genehmigungsplanung. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. Im Auftrag der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern: 68 S.
- Biota (2019): Moorrevitalisierungsprojekt „Klädener Norden“ – Ausführungsplanung. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. Im Auftrag der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern: 30 S.

- Biota (2021a): Studie „Sozio-ökonomisches Monitoring und Bewertung der Veränderungen von Ökosystemleistungen (ÖSL) im Projekt LiLa Living Lahn“. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Projektmanagement LiLa Living Lahn: 331 S.
- Biota (2021b): Renaturierung des Peenequellmoores „Peene-Holz bei Kargow“ – Entwurfs- und Genehmigungsplanung. biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. Im Auftrag der Stiftung Umwelt und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern: 58 S.
- Biota (2023a): Revitalisierung des Waldmoorkomplexes „Endinger Bruch“. Genehmigungsplanung. biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. Im Auftrag des Landkreises Vorpommern-Rügen: 47 S.
- Biota (2023b): WOW2 - Revitalisierung des Waldmoorkomplexes „Endinger Bruch“ - Los2. biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. Im Auftrag des Landkreises Vorpommern-Rügen: 72 S.
- Biota (2023c): Renaturierung des Peenequellmoores „Peene-Holz bei Kargow“ – Ausführungsplanung. biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. Im Auftrag der Stiftung Umwelt und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern: 33 S.
- Biota (2024): Steckbrief NABU-Förderung Klima + - Antrag C. Ertel Bruchseewiesen Flieth. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH: 13 S.
- Bitter, A. W., & Neuhoff, E. E. (2020): Modell zur Honorierung der CO₂-Bindung im Wald. Holz Zentralblatt, 37: S. 671–672.
- BKompV (2020): Verordnung über die Vermeidung und die Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft im Zuständigkeitsbereich der Bundesverwaltung (Bundeskompensationsverordnung - BKompV) vom 14. Mai 2020 (BGBl. I S. 1088).
- BMEL (2017): Bekanntmachung Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen zum Erhalt und Ausbau des CO₂-Minderungspotenzials von Wald und Holz sowie zur Anpassung der Wälder an den Klimawandel (Förderrichtlinie Waldklimafonds). https://www.waldklimafonds.de/fileadmin/wkf/dateien/downloads/WKF_F%C3%B6rLi_2017-03-20.pdf (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- BMEL (2021a): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2020. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Bonn: 71 S.
- BMEL (2021b): Internationale Projekte zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung. <https://www.bmel.de/DE/themen/wald/waelder-weltweit/projektletter.html> (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- BMEL (2022): Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ 2022-2025. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/gak-rahmenplan-2022-2025.pdf?__blob=publicationFile&v=7 (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- BMEL (2024a): Die wirtschaftliche Lage der forstwirtschaftlichen Betriebe: Buchführungsergebnisse 2022. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Bonn: 22 S.
- BMEL (2024b): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der vierten Bundeswaldinventur Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Bonn: 58 S.
- BMU (2021a): BUND-LÄNDER-ZIELVEREINBARUNG zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/blzv_moorbodenschutz_bf.pdf (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- BMU (2021b): Eckpunktepapier zur neuen nationalen Biodiversitätsstrategie. https://biologischevielfalt.bfn.de/fileadmin/BfN/daten_fakten/Dokumente/BMU_Eckpunktepapier_Workshop_NBS_Post2020.pdf (Letzter Zugriff: 27.03.2023).

- BMUB (2016): Klimaschutzplan 2050—Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Publikationen/Industrie/klimaschutzplan-2050.pdf?__blob=publicationFile&v=1 (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- BMUV (2021a): Richtlinien zur Förderung von Maßnahmen im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt. https://www.bfn.de/sites/default/files/2023-02/BPBV_Foerderrichtlinie_2021-07-20_pac.pdf (Letzter Zugriff: 27.03.2023)
- BMUV (2021b): Ökosystemleistungen von Wäldern – Honorierung von Klimaschutzleistungen mit ambitionierten Biodiversitätsstandards. <https://www.bmuv.de/download/positionspapier-des-bmu-oekosystemleistungen-von-waeldern-honorierung-von-klimaschutzleistungen-mit-ambitionierten-biodiversitaetsstandards> (Letzter Zugriff: 08.11.2022).
- BMUV (2022): Nationale Moorschutzstrategie: 19. Oktober 2022. <https://www.bmuv.de/download/nationale-moorschutzstrategie> (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- BMUV (2023a): Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz. 75 S. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/aktionsprogramm_natuerlicher_klimaschutz_2023_bf.pdf (Letzter Zugriff: 25.01.2024).
- BMUV (2023b): Nationale Wasserstrategie: Kabinettsbeschluss vom 15. März 2023. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nationale_wasserstrategie_2023_bf.pdf (Letzter Zugriff: 25.01.2024).
- BMUV (2024a): Merkblatt zur Förderrichtlinie für die Wiedervernässung und Renaturierung naturschutzbedeutsamer Moore (Förderrichtlinie 1.000 Moore) – Version 4 – Stand 10.10.2024. https://www.z-u-g.org/fileadmin/zug/Dateien/Foerderprogramme/1000_Moore/1000Moore_Merkblatt_01.pdf (Letzter Zugriff: 25.11.24)
- BMUV (2024b): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030. Beschluss des Bundeskabinetts vom 18. Dezember 2024. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/nbs_2030_strategie_bf.pdf (Letzter Zugriff: 18.03.2025).
- BMUV (2024c): Richtlinie für Zuwendung zu einem Klimaangepassten Waldmanagement PLUS. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Foerderprogramme/foerderrichtlinie_klimaangepasstes_waldmanagement_plus_bf.pdf. (Letzter Zugriff: 24.02.25)
- BMWK (2023): Die Strategie der Internationalen Klimaschutzinitiative bis 2030. Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK). https://www.international-climate-initiative.com/fileadmin/iki/Dokumente/Publikationen/IKI-Strategie/IKI_Strategie_DE_202311.pdf (Letzter Zugriff: 18.03.2025)
- BNatSchG: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) vom 29.07.2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 8. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2240) geändert worden ist.
- Bodin, B., Garavaglia, V., Pingault, N., Ding, H., Wilson, S., Meybeck, A., Gitz, V., d'Andrea, S., & Besacier, C. (2022): A standard framework for assessing the costs and benefits of restoration: Introducing The Economics of Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 30(3). <https://doi.org/10.1111/rec.13515>
- Boerema, A., Geerts, L., Oosterlee, L., Temmerman, S., & Meire, P. (2016): Ecosystem service delivery in restoration projects: The effect of ecological succession on the benefits of tidal marsh restoration. *Ecology and Society*, 21(2). <https://doi.org/10.5751/ES-08372-210210>
- Bolte, A., Höhl, M., Hennig, P., Schad, T., Kroiher, F., Seintsch, B., Englert, H., & Rosenkranz, L. (2021): Zukunftsaufgabe Waldanpassung. *AFZ Der Wald*, 4: S. 12–16.

- Bösch, M., Elsasser, P., Franz, K., Lorenz, M., Moning, C., Olschewski, R., Rödl, A., Schneider, H., Schröppel, B., & Weller, P. (2018): Forest ecosystem services in rural areas of Germany: Insights from the national TEEB study. *Ecosystem Services*, 31: S. 77–83.
- Böttcher, H., Hennenberg, K., Reise, J., Benndorf, A., Welle, T., Kreft, S., Endres, E., Eberl, J., Unseld, R., & Günther-Dieng, K. (2022): Entwicklung eines finanziellen Anreizsystems für zusätzliche Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen im Wald. Umweltbundesamt [Hrsg.], *Climate Change* 35: S. 1–159.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt 87: 141 S.
- BUND (2021): Moorland® für Moor und Klima—Projektbeschreibung und Qualitätskriterien. BUND [Hrsg.]: 12 S. https://www.moor-land.de/fileadmin/Dateien/Downloads/bnds_moorland_Broschuere_A4_Qualitaetskriterien03.pdf
- Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland (2019): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050. <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/974430/1679914/48c179c7e1912bb2143f1fd9277fdfe0/2019-10-09-klima-massnahmen-data.pdf?download=1>
- Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland (2020): Nationale Bioökonomiestrategie. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/nationale-bioekonomiestrategie-langfassung.pdf?__blob=publicationFile&v=5
- Buschmann, C., & Osterburg, B. (2023): Ein Bewertungstool für Kategorien der Schutzwürdigkeit und für ein fernerkundungsbasiertes Monitoring landwirtschaftlich genutzter Moore. Thünen Institut.
- Buschmann, C., Röder, N., Berglund, K., Berglund, Ö., Lærke, P. E., Maddison, M., Mander, Ü., Myllys, M., Osterburg, B., & Van Den Akker, J. J. H. (2020). Perspectives on agriculturally used drained peat soils: Comparison of the socioeconomic and ecological business environments of six European regions. *Land Use Policy*, 90, 104181. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104181>
- BWaldG: Bundeswaldgesetz vom 2. Mai 1975 (BGBl. I S. 1037), das zuletzt durch Artikel 112 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist.
- Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D., Wichtmann, W. & Joosten, H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Endbericht. Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e.V. und Institut für Botanik und Landschaftsökologie der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald: 33 S.
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärish, S., Dubovik, D., Lishchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674: S. 67-89.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A. & Boumans, R. M. J. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3): S. 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).
- Dehnhardt, A., Häfner, K., Blankenbach, A.-M., & Meyerhoff, J. (2019): Valuation of Wetlands Preservation. In A. Dehnhardt, K. Häfner, A.-M. Blankenbach, & J. Meyerhoff [Hrsg.]: *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.457>
- Deutsche Bundesbank (2024): Verbraucherpreisindex. https://www.bundesbank.de/dynamic/action/de/statistiken/zeitreihen-datenbanken/zeitreihen-datenbank/759778/759778?listId=www_ssb_lr_vpi (Letzter Zugriff: 27.03.2023).

- Domke, N. (2023): Opportunity costs of rewetting agriculturally used organic soils in Germany. Masterarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin.
- Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH (2019): Fortschreibung des Pflege- und Entwicklungsplanes (PEPL) im Naturschutzgroßprojekt „Presseler Heidewald- und Moorgebiet“ zur Anpassung an NATURA 2000 – Belange (für das Offenland im Projektkerngebiet außerhalb der aktuellen Prozessschutzgebiete sowie für die perspektivischen Prozessschutzgebiete im Wald). Im Auftrag des Zweckverbandes Presseler Heidewald- und Moorgebiet. 290 S.
- Drösler, M., Augustin, J., Bergmann, L., & Förster, C. (2012): Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und dessen monetäre Bewertung. Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 328. Bonn: 152 S.
- Dyck, S. & Peschke, G. (1983): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen. Berlin: 388 S.
- Edom, F. (2001): Hydrologische Eigenheiten. In: Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.] (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart: S. 92-111.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18: S. 1-248.
- Ellenberg, H., Weber, H., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18.
- Elsasser, P. (1996): Der Erholungswert des Waldes: Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland. Sauerländer's, Schriften zur Forstökonomie. Frankfurt am Main: 218 S.
- Elsasser, P. (2001): Der ökonomische Wert der Wälder in Deutschland für die Naherholung: Eine „Benefit Function Transfer“-Schätzung. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 24(3): S. 417–442.
- Elsasser, P., & Weller, P. (2013): Current and potential recreation value of forests in Germany: Monetary benefits of forest recreation from the population's perspective. Allgemeine Forst-und Jagdzeitung, 184(3/4): S. 84–96.
- Elsasser, P., Altenbrunn, K., Köthke, M., Lorenz, M. & Meyerhoff, J. (2020a): Regionalisierte Bewertung der Waldleistung in Deutschland. Thünen Report 79. Braunschweig: 210 S.
- Elsasser, P., Köthke, M. & Dieter, M. (2020b): Ein Konzept zur Honorierung der Ökosystemleistungen der Wälder. Thünen Working Paper 152: 42 S.
- Elsasser, P., Altenbrunn, K., Köthke, M., Lorenz, M., & Meyerhoff, J. (2021): Spatial Distribution of Forest Ecosystem Service Benefits in Germany: A Multiple Benefit-Transfer Model. Forests, 12(2): 169 S. <https://doi.org/10.3390/f12020169>
- Emmer, I. & Couwenberg, J. (2017): Methodology for Rewetting Drained Temperate Peatlands. Verified Carbon Standard Methodologies. VM0036. Version 1.0, 81 S. <https://verra.org/methodology/vm0036-methodology-for-rewetting-drained-temperate-peatlands-v1-0/> (Letzter Zugriff: 25.04.2022).
- Europäische Kommission (2014): Eine grüne Infrastruktur für Europa. Europäische Kommission. Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union: 24 S. <https://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/GI-Brochure-210x210-DE-web.pdf> (Letzter Zugriff: 22.02.2023).
- Europäische Kommission, COWI, Ecologic Institute, & IEEP. (2021): Technischer Leitfaden: Einrichtung und Umsetzung ergebnisbasierter Programme für eine klimateffiziente Landwirtschaft in der EU. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2834/056153>

- Europäische Kommission. (2019): Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den europäischen Rat, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Der europäische Grüne Deal. Europäische Kommission, Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=COM:2019:640:FIN> (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- Europäische Kommission. (2020a): Biodiversitätsstrategie für 2030 Mehr Raum für die Natur in unserem Leben. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:52020DC0380> (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- Europäische Kommission. (2020b): Vom Hof auf den Tisch – eine Strategie für ein faires, gesundes und umweltfreundliches Lebensmittelsystem. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:52020DC0381> (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- Europäische Union. (2024): Verordnung (EU) 2024/1991 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. Juni 2024 über die Wiederherstellung der Natur und zur Änderung der Verordnung (EU) 2022/869 (Text von Bedeutung für den EWR). <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2024/1991/oj/deu> (Letzter Zugriff: 06.11.2024)
- Europäisches Klimagesetz: Verordnung (EU) 2021/1119 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Juni 2021 zur Schaffung des Rahmens für die Verwirklichung der Klimaneutralität und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 401/2009 und (EU) 2018/1999 („Europäisches Klimagesetz“). Amtsblatt der EU L 243/1 vom 9.7.2021.
- Ewers, H.-J., Brabänder, H.D., Brechtel, H.-M., Both, M., Ewers, H.-J., Hayessen, E., Jahn, A., Möhring, B., Moog, M., Nohl, W., & Richter, U. (1986): Methodische Probleme der monetären Bewertung eines komplexen Umweltschadens - das Beispiel des Waldsterbens in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt, Berichte 4/86. Berlin.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (o.J.): Förderprogramm Klimaangepasstes Waldmanagement: Hintergrund. <https://www.klimaanpassung-wald.de/hintergrund> (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- FFH-RL: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. L 206, 22.7.1992, p. 7), zuletzt geändert durch RL 2013/17/EU des Rates vom 13. Mai 2013.
- Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Mehl, D., Podschun, S., Pusch, M., Stammel, B. & M. Scholz [Hrsg.] (2020): River Ecosystem Service Index (RESI). Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. Schriftenreihe des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung GmbH. UFZ-Bericht 2/2020: 386 S.
- Förster, J., Schmidt, S., Bartkowski, B., Lienhoop, N., Albert, C., & Wittmer, H. (2019): Incorporating environmental costs of ecosystem service loss in political decision making: A synthesis of monetary values for Germany. PLOS ONE, 14(2): S. 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211419>
- Garcia-Linares, C., Matinez-Santos, Martinez-Bilbao, V., Sánchez-Pérez, J. M. & Antigüedad, I. (2003): Wetland restoration and nitrate reduction: the example of the peri-urban wetland of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, North Spain). Hydrology and Earth System Sciences 7 (1): S. 109-121.
- Gäth, S., Antony, F., Becker, K.-W., Geries, H., Höper, H., Kersebaum, C. & Nieder, R. (1999): Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und N-Vorratsveränderung von Böden und Bodennutzungssystemen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 91 (3): S. 1213-1216.
- Gatto, P., Vidale, E., Secco, L., & Pettenella, D. (2013): Exploring the willingness to pay for forest ecosystem services by residents of the Veneto Region. Bio-Based and Applied Economics: S. 21-43 <https://doi.org/10.13128/BAE-11151>

- Gleason, R. A. & Labhan, M. K. (2008): Chapter A: Background and Approach to Quantification of Ecosystem Services. In: Gleason, R. A., Laubhan, M. K. & Euliss, N. H. Jr. [Hrsg.]: Ecosystem Services Derived from Wetland Conservation Practices in the United States Prairie Pothole Region with an Emphasis on the U.S. Department of Agriculture Conservation Reserve and Wetlands Reserve Programs. Professional Paper 175. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey: S. 3-14.
- Glenk, K., & Martin-Ortega, J. (2018): The economics of peatland restoration. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 7(4): S. 345–362. <https://doi.org/10.1080/21606544.2018.1434562>
- Grossmann, M., & Dietrich, O. (2012): Social benefits and abatement costs of Greenhouse Gas emission reductions from restoring drained fen wetlands: A case study from the Elbe river Basin (Germany). *Irrigation and Drainage*, 61(5): S. 691–704.
- Grothmann, T., Frick, V., Harnisch, R., Münsch, M., Kettner, S. E., Thorun, C. (2023): Umweltbewusstsein in Deutschland 2022 – Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Umweltbundesamt (UBA) Dessau-Roßlau: 88 S.
- Grottker, T. (1999): Erfassung und Bewertung der Hochwasserschutzleistungen von Wäldern—Dargestellt am Beispiel des Wassereinzugsgebietes der Vicht“. *Sauerländer's, Schriften zur Forstökonomie*. Frankfurt am Main.
- Grunewald, K., Syrbe, R., & Renner, C. (2012): Analyse der ästhetischen und monetären Wertschätzung der Landschaft am Erzgebirgskamm durch den Tourismus. *Geoöko*, 33: S. 34–65.
- GrwV: Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 12. Oktober 2022 (BGBl. I S. 1802) geändert worden ist.
- GWRL (Europäische Grundwasserrichtlinie): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung. Amtsblatt der Europäischen Union L 372 vom 27.12.2006. S. 19, letzte Berichtigung vom 31.05.2007. Amtsblatt der Europäischen Union L 139 vom 31.05.2007. S. 39.
- Hampicke, U. & Schäfer, A. (2021): Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen des Waldes der Landesforstanstalt Mecklenburg-Vorpommern. DUENE e.V. Greifswald: 128 S.
- Hansen, R., Van Lierop, M., Rolf, W., Gantar, D., Šuklje Erjavec, I., Rall, E. L., & Pauleit, S. (2021): Using green infrastructure to stimulate discourse with and for planning practice: Experiences with fuzzy concepts from a pan-European, a national and a local perspective. *Socio-Ecological Practice Research*, 3(3): S. 257–280. <https://doi.org/10.1007/s42532-021-00087-2>
- Hargita, Y., & Meißner, F. (2010): Bewertung von Mooren aus ökonomischer Sicht am Beispiel des oberen Rhinluch. In: Landesumweltamt Brandenburg (LUA): Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. 19. Auflage, 3(4): S. 206-210
- Healing forest certification (o.J.): International Certification Office Healing Forest, <https://www.healing-forest-certification.org/> (Letzter Zugriff: 30.01.2024).
- Hein, L., Van Koppen, K., De Groot, R. S., & Van Ierland, E. C. (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*, 57(2), S. 209–228.
- Hermes, J., Albert, C., Schmücker, D., Bredemeier, B., Barkmann, J. & von Haaren, C. (2023): Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen in Deutschland. Die Qualität der Landschaft für Freizeit- und Wochenenderholung in Deutschland: Potenzial, Dargebot, Präferenzen, Nutzung. *BfN-Schriften* 659: S. 1-175.
- Hirschelmann, S., Raschke, I., Stüber, M., Wichmann, S., & Peters, J. (2020): Instrumente für klimaverträgliche Moorbodennutzung: Moorschutz in der Gemeinsamen Agrarpolitik. *Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Aktuelle Beiträge*. <https://doi.org/10.12767/BUEL.V98I3.320>

- Hirschfeld, J., Weller, P., Sagebiel, J., & Elsasser, P. (2016): Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen der Landnutzung. In J. Fick & H. Gömann [Hrsg.]: Wechselwirkungen zwischen Landnutzung und Klimawandel. Springer Spektrum.
- Höper, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. TELMA 37: S. 85-116.
- Höper, H. (2022): Treibhausgasemissionen der Moore und weiterer kohlenstoffreicher Böden in Niedersachsen. Geofakten 38 (Hrsg.: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen): S. 1-23.
- Horbat, A., Meyerhoff, J., Hartje, V., & Dehnhardt, A. (2016): Auenentwicklung und Auenverbund an der Unteren Mittelelbe. Endbericht des Modul, 2.
- Hundt, R. (1957): Pflanzensoziologische Methoden zur Beurteilung der Grünlandwasserstufen und des Ertragswertes. Deutsche Landwirtschaft 8 (7): S. 333-338.
- Hundt, R. (1964): Vegetationskundliche Verfahren zur Bestimmung der Wasserstufen im Grünland. Z. für Landeskultur 5: S. 161-186.
- Hundt, R. (1965): Ein vegetationskundliches Verfahren zur Ermittlung des Ertragspotentials im Grünland. Z. für Landeskultur 6: S. 61-85.
- HWRM-RL (Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie): Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken. Amtsblatt der EG Nr. L 288/27 vom 06.11.2007.
- Ibisch, P. L., Blumröder, J. S., Gohr, C., & Schmidt, L. (2021): Konzept zur Förderung der Funktionen und Leistungen von Waldökosystemen in Deutschland. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19841.38246>
- IPCC (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Japan: 590 S.
- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A.(eds.)]. IPCC. Geneva. Switzerland: 104 S.
- IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P. M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge. United Kingdom and New York. NY. USA: 1535 S. doi:10.1017/CBO9781107415324.
- IPCC (2021): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press.
- Isermeyer, F., Heidecke, C., & Osterburg, B. (2019): Einbeziehung des Agrarsektors in die CO2-Bepreisung. Working Paper 136. Thünen Institut: 89 S. https://literatur.thuenen.de/digbib_external/dn061834.pdf (Letzter Zugriff: 29.03.2024)
- Jalas, J. (1953): Hemerokrit ja hemerobit. Luonnon Tutkija 57: S. 12-16.
- Jalas, J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. Flora Fauna Fennica 72: 15 S.
- Jenkins, W. A., Murray, B. C., Kramer, R. A., & Faulkner, S. P. (2010): Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. Ecological Economics, 69(5): S. 1051–1061.

- Job, H., Harrer, B., Metzler, D. & Hajizadeh-Alamdary, D. (2005): Ökonomische Effekte von Großschutzgebieten: Untersuchung der Bedeutung von Großschutzgebieten für den Tourismus und die wirtschaftliche Entwicklung der Region. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. BfN-Skripten 135.
- Joosten, H., Brust, K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B., Permien, T., Schäfer, A., Tanneberger, F., Trepel, M. & Wahren, A. (2013): MoorFutures©. Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. BfN-Skripten 350: 130 S.
- Joosten, H., Brust, K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B., Permien, T., Tanneberger, F., Trepel, M., & Wahren, A. (2015): MoorFutures® Integration of additional ecosystem services (including biodiversity) into carbon credits – standard, methodology and transferability to other regions. Bundesamt für Naturschutz. BfN Schriften: 199 S. <https://www.bfn.de/publikationen/bfn-schriften/bfn-schriften-407-moorfuturesr-integration-additional-ecosystem>
- Kangas, J., & Ollikainen, M. (2023): Reforming a pre-existing biodiversity conservation scheme: Promoting climate co-benefits by a carbon payment. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-023-01833-4>
- Kennel, M. (2004): Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wald und Forstwirtschaft in Bayern: Ergebnisse eines Demonstrationsvorhabens. Bayer. Landesanst. für Wald u. Forstwirtschaft. Freising.
- Kiehl, K. (2019): Was ist Renaturierungsökologie? In: Kollmann, J., Kirmer, A., Tischew, S., Hölzel, N., & Kiehl, K.: Renaturierungsökologie. Springer. Berlin Heidelberg: S. 13–22. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54913-1_2.
- Klein, C. (1994): Strategisches Antwortverhalten am Beispiel der Contingent Valuation Method [Strategical answering behaviour-the example of the Contingent Valuation Method]. Forstwissenschaftliche Fakultät Freiburg.
- Klotz, S. & Kühn, I. (2002): Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: S. 241-246.
- Krönert, R. (2012): Die Entwicklung des Naturschutzgroßprojektes „Presseler Heidewald- und Moorgebiet“. Naturschutzarbeit in Sachsen 54: S. 16-25.
- Kronvang, B., Hoffmann, C. C., Svendsen, L. M., Windolf, J., Jensen, J. P. & Dorge, J. (1999): Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology* 33 (1): S. 29-40.
- KSG. (2021): Bundes-Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3905). <https://www.gesetze-im-internet.de/ksg/BJNR251310019.html> (Letzter Zugriff: 25.01.2024)
- Küpker, M. (2008): Der Wert biologischer Vielfalt von Wäldern in Deutschland. Eine sozioökonomische Untersuchung von Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität. 1. Auflage. GRIN Verlag.
- Küpker, M., & Elsasser, P. (2001): Pretest zur Studie "Der Wert biologischer Vielfalt von Wäldern in Deutschland"(unpublished).
- Küpker, M., Küppers, J.-G., Elsasser, P., & Thoro, C. (2005): Sozioökonomische Bewertung von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt der Wälder.
- Lachat, T., Brang, P., Bolliger, M., Bollmann, K., Brändli, U.-B., Bütler, R., Herrmann, S., Schneider, O. & Wermelinger, B. (2019): Totholz im Wald. Entstehung, Bedeutung und Förderung. Merkblatt für die Praxis. 52: 12 S.
- Land Brandenburg Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz [MLUK] (o.J.a): Investitionen in eine klimagerechte Landnutzung und Entwicklung von organischen Böden—Klima-/Moorschutz—Investiv. <https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/service/foerderung/fachuebergreifend/rl-klima-moorschutz-investiv/> (Letzter Zugriff: 25.01.2024)

- Land Brandenburg Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz [MLUK] (o.J.b): Moorschutzzförderung—AUKM „Moorschonende Stauhaltung“. <https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/service/foerderung/landwirtschaft/moorschonende-stauhaltung/> (Letzter Zugriff: 25.01.2024)
- Landwirtschaftliche Rentenbank (2023): Förderprogramm 'Forstwirtschaft'—Rentenbank. <https://www.rentenbank.de/foerderangebote/Forstwirtschaft/Forstwirtschaft/> (Letzter Zugriff: 08.02.2024)
- Latacz-Lohmann, U., Breustedt, G., Herrmann, C.-C., & Schreiner, J. (2019): Präferenzen betroffener Landwirte für freiwilligen Moorschutz. <https://doi.org/10.22004/AG.ECON.292276>
- LFULG Sachsen (2007): Rote Liste Tagfalter Sachsens. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LFULG Sachsen) [Hrsg.]. Dresden: 32 S.
- LFULG Sachsen (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsen – Farn- und Samenpflanzen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LFULG Sachsen) [Hrsg.]. Dresden: 310 S.
- Liebe, U., Preisendörfer, P., & Meyerhoff, J. (2006): Nutzen aus Biodiversitätsveränderungen. Biologische Vielfalt und deren Bewertung am Beispiel des ökologischen Waldumbaus in den Regionen Solling und Lüneburger Heide. Reihe B, 73: S. 101–156.
- Lienhoop, N., & Völker, M. (2016): Preference refinement in deliberative choice experiments for ecosystem service valuation. *Land Economics*, 92(3): S. 555–577.
- Littlewood, N., Anderson, P., Artz, R., Bragg, O., Lunt, P. & Marrs, R. (2010): Peatland Biodiversity. Scientific Review. IUCN Peatland Programme. 42 S.
- LM M-V (2017): Bodenschutzprogramm Mecklenburg-Vorpommern. Teil 2 – Bewertung und Ziele. Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern [Hrsg.]. 346 S.
- Löwenstein, W. (1994): Reisekostenmethode und Bedingte Bewertungsmethode als Instrumente zur monetären Bewertung der Erholungsfunktion des Waldes—Ein ökonomischer und ökonometrischer Vergleich. *Schriften zur Forstökonomie*, 6.
- LU M-V (2009): Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzeptes zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore in Mecklenburg-Vorpommern (Moorschutzkonzept). Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz (LU M-V). Schwerin: 109 S.
- LUNG M-V (2010): Anleitung für die Kartierung von Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen in Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt 2010 (2). Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern [Hrsg.].
- Lupp, G., Förster, B., Kantelberg, V., Markmann, T., Naumann, J., Honert, C., Koch, M., & Pauleit, S. (2016): Assessing the Recreation Value of Urban Woodland Using the Ecosystem Service Approach in Two Forests in the Munich Metropolitan Region. *Sustainability*, 8(11): 1156 S. <https://doi.org/10.3390/su8111156>
- Luttmann, V., & Schröder, H. (1995): Monetäre Bewertung der Fernerholung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. *Sauerländer's, Schriften zur Forstökonomie*. Frankfurt am Main.
- LWaldG M-V: Waldgesetz für das Land Mecklenburg-Vorpommern (Landeswaldgesetz) in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Juli 2011, zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 22. Mai 2021 (GVBl. M-V S. 790, 794).
- Martin, C., & Trapp, M. (2021): Biodiversität wiederherstellen, Klimaneutralität erreichen: Potenzialräume für die Renaturierung von Ökosystemen in Deutschland. Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH; adelphi consult GmbH; NABU (Naturschutzbund Deutschland) e. V. S. 1–51 <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/naturschutz/210519-studie-gfn-renaturierungsstudie.pdf>

- Martin-Ortega, J., Glenk, K., Byg, A., & Okumah, M. (2017): Public Views and Values of Peatland Restoration in Scotland: Results of a Quantitative Study. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.11434.21442>
- Matthey, A., & Bünger, B. (2020): Methodological Convention 3.1 for the Assessment of Environmental Costs: Value Factors. Umweltbundesamt. Version 12/2020: S. 1–69.
- Matthey, A.; Bünger, B. & Eser, N. (2024): Methodological convention 3.2 for the assessment of environmental costs. Value factors. Version 10/2024. German Environment Agency (UBA). Dessau-Roßlau: 69 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/methodological_convention_3_2_value_factors_bf.pdf
- Mecklenburg-Vorpommern Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt. (2022): Richtlinie zur Förderung der moorschonenden Stauhaltung sowie zum Anbau von Paludikulturen (Moorschonende Stauhaltung-/Paludikulturenrichtlinie). https://www.regierung-mv.de/static/Regierungsportal/Ministerium%20f%C3%BCr%20Landwirtschaft%20und%20Umwelt/Inhalte/F%C3%B6rderungen/330%20Inhalte/Richtlinie%20Moorschonende%20Stauhaltung_Paludikulturen2023_Entwurf.pdf
- Mehl, D., Bollmohr, A., Zedler, S., Reimann, T., Bittl, R. & Winkelmann, D. (2011): Funktion und Bedeutung der Flurneuordnung bei der Integrierten ländlichen Entwicklung am Fallbeispiel eines Regionalmanagements nach GAK-Grundsätzen. AVN – Allgemeine Vermessungsnachrichten 2/2011: S. 49-58.
- Mehl, D., Steinhäuser, A., Kasper, D., Kasperidus, H. D. & Scholz, M. (2012): Treibhausgasemissionen in Flussauen. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Henle, K.: Ökosystemfunktionen in Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Treibhausgas-Senken-/Quellenfunktion und Habitatfunktion. Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt 124: S. 85-101
- Mehl, D., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Ehlert, T. (2013): Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 6 (9): S. 493-499.
- Mehl, D., Deutsch, B., Hoffmann, T. G., Kästner, U. & Hoffmann, L. (2017): Effektivität der Nährstoffrückhaltung im künstlichen Feuchtgebiet am Neuklostersee (Mecklenburg-Vorpommern). KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 10 (12): S. 743-749.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Schneider, M., Iwanowski, J., Ewert, J. & Foy, T. (2018a): Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. Teil 2: Methoden und Ergebnisse für ausgewählte regulative Ökosystemleistungen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 11 (4): S. 200-205. <https://doi.org/10.3243/kwe2018.04.002>
- Mehl, D., Renner, M., Gottelt-Trabandt, C., Böx, S., Hoffmann, T. G. & Iwanowski, J. (2018b): Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. Teil 3: Methoden und Ergebnisse für ausgewählte regulative und kulturelle Ökosystemleistungen, nutzenbasierte ökonomische Bewertung, Diskussion und Schlussfolgerungen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 11 (5): S. 257-264.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G. & Iwanowski, J. (2020): Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung, Hochwasser-, Niedrigwasser- und Sedimentregulation, Bodenbildung in Auen sowie Kühlwirkung der Gewässer und terrestrischen Böden. In: Fischer-Bedtker, C. & Scholz, M. [Hrsg.]: River Ecosystem Service Index (RESI). Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. Schriftenreihe des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung GmbH. UFZ-Bericht 2/2020: S. 77-92.

- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Chen, S., Iwanowski, J. & Mehl, C. (2022): Entwicklung eines GIS- und ökosystemleistungs-basierten Entscheidungs-Unterstützungs-Systems zur Bewertung von räumlichen Entwicklungsoptionen in Stadt- und Stadt-Umland-Räumen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54 (04): S. 22-29.
- Meyerhoff, J., Angeli, D., & Hartje, V. (2012): Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity—The case of Germany. *Environmental Science & Policy*, 23: S. 109–119. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.07.020>
- Meyerhoff, J., Hartje, V., & Zerbe, S. (2006): Biologische Vielfalt und deren Bewertung am Beispiel des ökologischen Waldumbaus in den Regionen Solling und Lüneburger Heide. 249 S.
- Meyerhoff, J., Liebe, U., & Hartje, V. (2009): Benefits of biodiversity enhancement of nature-oriented silviculture: Evidence from two choice experiments in Germany. *Journal of Forest Economics*, 15(1–2): S. 37–58. <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2008.03.003>
- Meyerhoff, J., Oehlmann, M., & Weller, P. (2015): The Influence of Design Dimensions on Stated Choices in an Environmental Context. *Environmental and Resource Economics*, 61(3): S. 385–407. <https://doi.org/10.1007/s10640-014-9797-5>
- Minayeva, T., Y., Bragg, O., M. & Sirin, A., A. (2017): Towards ecosystem-based restoration of peatland biodiversity. *Mires and Peat* 19: S. 1-36.
- Ministry of Agriculture and Forestry Finland. (2015): Forest Biodiversity Programme for Southern Finland (METSO)—Fact Sheet. S. 1–2. <https://mmm.fi/documents/1410837/1504826/METSO+Fact-sheet/de777afa-e4b3-475c-8317-747424e2f496/METSO+Factsheet.pdf?t=1443682696000>
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. (2000): The Value of Wetlands: Landscapes and Institutional Perspectives. *Ecological Economics* 35: S. 25-33.
- MSRL (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie): Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt. Amtsblatt der EG Nr. L 164/19 vom 25.06.2008.
- Müller, G., Ehwald, E., Förster, I. et al. (1989): *Bodenkunde*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag. Berlin: 380 S.
- Müller, J. & Bütler, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur J Forest Res* (2010) 129: S. 981-992.
- NABU (2023): Klimawirt*innen mit Moorflächen gesucht. <https://www.nabu.de/spenden-und-mitmachen/fuer-unternehmen/31107.html#2> (Letzter Zugriff: 02.03.2023)
- Närmann, F., Birr, F., Kaiser, M., Nerger, M., Luthardt, V., Zeitz, J. & Tanneberger, F. (2021): Klimaschonende, biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung von Niedermoorböden. *BfN-Skripten* 616: 341 S.
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. Ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ & Bundesamt für Naturschutz. München, Leipzig & Bonn: 90 S.
- Naturkapital Deutschland - TEEB DE. (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen—Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger. Leibniz Universität Hannover, Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung—UFZ. Leipzig: 367 S.
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2018): Werte der Natur aufzeigen und in Entscheidungen integrieren – eine Synthese. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Leipzig: 134 S.
- Naturkapital Deutschland - TEEB DE, Hansjürgens, B., Schröter-Schlaack, C., Berghöfer, A., & Wittmer, H. (2018): Werte der Natur aufzeigen und in Entscheidungen integrieren: Eine Synthese. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ. Leipzig: 134 S.

- Ndebele, T., & Forgie, V. (2017): Estimating the economic benefits of a wetland restoration programme in New Zealand: A contingent valuation approach. *Economic Analysis and Policy*, 55: S. 75–89. <https://doi.org/10.1016/j.eap.2017.05.002>
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. (2022): Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) ab 2023 in Niedersachsen, Hamburg und Bremen. https://www.ml.niedersachsen.de/download/182209/Kurzuebersicht_ueber_die_Auflagen_und_Foerderbedingungen_der_Agrarumwelt-und_Klimamassnahmen_Stand_02.08.2022_.pdf
- Nitsch, H. & Schramek, J. (2021): Grundlagen für eine Moorschutzstrategie der Bundesregierung: Endbericht zum gleichnamigen F+E-Vorhaben (FKZ: 3519 800 300). https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-12/Endbericht_F%2BE_Grundlagen_Moorschutzstrategie_bf.pdf (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- Nordt, A., Abel, S., Hirschelmann, S., Lechtape, C., & Neubert, J. (2022): Leitfaden für die Umsetzung von Paludikultur. https://www.greifswaldmoor.de/files/dokumente/GMC%20Schriften/2022-05_Nordt%20et%20al_Paludikultur%20Leitfaden (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- Oehlmann, M., Czichy, C., Scheele, U., Zaun, S., Dördelmann, O., Harms, E., Penning, M., Kaupe, M., Bergmann, A., & Steenpaß, C. (2017): Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung. *Umweltbundesamt*, 43: S. 1–252.
- OekoKart (1999): Pflege- und Entwicklungsplan „Presseler Heidewald- und Mooregebiet“ – Kurzfassung – OekoKart GmbH im Auftrag des Zweckverbandes Presseler Heidewald- und Mooregebiet: 85 S.
- OGewV: Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist.
- Onigkeit, J. (2006): Ein Modell für Stickstoff- und Kohlenstoffumsätze im Boden von Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der Variabilität der mikrobiellen Aktivität. Dissertation. Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig: 179 S.
- Osterburg, B., Rühling, I., Runge, T., Schmidt, T. G., Seidel, K., Antony, F., Gödecke, B., & Witt-Altfelder, P. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *Landbauforschung Völkerode, Sonderheft*, 307: S. 3–156.
- Pattison-Williams, J. K., Pomeroy, J. W., Badiou, P., & Gabor, S. (2018): Wetlands, Flood Control and Ecosystem Services in the Smith Creek Drainage Basin: A Case Study in Saskatchewan, Canada. *Ecological Economics*, 147: S. 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.026>
- Pearce, D. W., & Turner, R. K. (1990): *Economics of natural resources and the environment*. Johns Hopkins University Press. Baltimore: 392 S.
- Peh, K. S.-H., Balmford, A., Field, R. H., Lamb, A., Birch, J. C., Bradbury, R. B., Brown, C., Butchart, S. H. M., Lester, M., Morrison, R., Sedgwick, I., Soans, C., Stattersfield, A. J., Stroh, P. A., Swetnam, R. D., Thomas, D. H. L., Walpole, M., Warrington, S., & Hughes, F. M. R. (2014): Benefits and costs of ecological restoration: Rapid assessment of changing ecosystem service values at a U.K. wetland. *Ecology and Evolution*, 4(20): S. 3875–3886. <https://doi.org/10.1002/ece3.1248>
- Permien, T. (2013): Die Waldaktie – mehr als nur ein Klimaschutzinstrument. In *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: S. 72–81. https://www.researchgate.net/profile/Renate-Buerger-Arndt/publication/303164780_Waldfunktionen_und_Okosystemleistungen_im_wissenschaftlichen_Diskurs/links/5e9a8ccd92851c2f52aa7694/Waldfunktionen-und-Oekosystemleistungen-im-wissenschaftlichen-Diskurs.pdf#page=45

- Petersen, A. (1952): Die neue Rostocker Grünlandschätzung. Abhandlungen der Deutschen Akademie der Wissenschaften zu Berlin. Klasse für Gesellschaftswissenschaften Jg. 1952. Nr. 1. Akademie-Verlag. Berlin.
- Pettenella, D., Vidale, E., Gatto, P., & Secco, L. (2012): Paying for water-related forest services: A survey on Italian payment mechanisms. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 5(1): S. 210–215. <https://doi.org/10.3832/ifor0626-005>
- Pinke, Z., Kiss, M., & Lövei, G. L. (2018): Developing an integrated land use planning system on reclaimed wetlands of the Hungarian Plain using economic valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 30: S. 299–308. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.007>
- Planteur, P., Bürger-Arndt, R. & Friedrich, M. G. (2024): Erholungswerte von Wäldern in Deutschland – neurophysiologische Forschungsstudie zur Identifikation erholungsrelevanter Sinnesreize. *Natur und Landschaft* 99 (2): S. 66-74.
- Pörtner, H.-O., Scholes, R. J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W. L., Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M. A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., ... Ngo, H. (2021). Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change (Version 5). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.4659158>
- Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Pusch, M. (2018): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. IGB-Schriftenreihe. Heft 31/2018. 187 S. URL www.resi-project.info/handbuch.
- Preißler, G. & Bollrich, G. (1985): Technische Hydromechanik. Verlag für Bauwesen. Berlin: 549 S.
- Projektgruppe Waldfunktionenkartierung der AG Forsteinrichtung (2015): Leitfaden zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes. Waldfunktionenkartierung (WFK). Projektgruppe Waldfunktionenkartierung der AG Forsteinrichtung [Hrsg.]. c/o Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg: 74 S.
- RED III: Richtlinie (EU) 2023/2413 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Oktober 2023 zur Änderung der Richtlinie (EU) 2018/2001, der Verordnung (EU) 2018/1999 und der Richtlinie 98/70/EG im Hinblick auf die Förderung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Aufhebung der Richtlinie (EU) 2015/652 des Rates, Amtsblatt Reihe L der Europäischen Union vom 31.10.2023.
- Reichelt, K. F. (2015): Evaluierung des GEST-Modells zur Abschätzung der Treibhausgasemissionen aus Mooren. Masterarbeit. Universität Greifswald. Institut für Botanik und Landschaftsökologie: 47 S.
- Reichelt, F., Michaelis, D., Mrotzek, A. & Couwenberg, J. (2023): Einschätzung der THG-Emissionen von Mooren mittels GEST-Ansatz. Handout zum GEST-Kurs in Greifswald, 31.8./1.9.2023. Institut für dauerhaft umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde e. V. 36 S.
- Rosenkranz, L., Seintsch, B., Wippel, B., & Dieter, M. (2014): Income losses due to the implementation of the Habitats Directive in forests—Conclusions from a case study in Germany. *Forest Policy and Economics*, 38: S. 207–218.
- Roth, M. & Bruns, E. (2016): Landschaftsbildbewertung in Deutschland – Stand von Wissenschaft und Praxis – Ergebnisse eines Sachverständigengutachtens im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 439: 112 S.
- Schäfer, A. (2009): Moore und Euros—die vergessenen Millionen. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, 43(4) S. 156–160.

- Schäfer, A., & Kowatsch, A. (2015): Gewässer und Auen-Nutzen für die Gesellschaft. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 58 S.
- Schäfer, A., Nordt, A., Peters, J., & Wichmann, S. (2022): Anreize für Paludikultur zur Umsetzung der Klimaschutzziele 2030 und 2050. CLIMATE CHANGE. Umweltbundesamt, 44/2022: S. 1–139.
- Schaller, L. (2015): Landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen in Deutschland – Sozioökonomische Aspekte einer klimaschonenden Bewirtschaftung. Doktorarbeit. Technische Universität München.
- Schluhe, M., Englert, H., Wördehoff, R., Schulz, C., Dieter, M. & Möhring, B. (2018): Klimaschutzleistung von Forstbetrieben. AFZ-DerWald 15: S. 17 – 20.
- Schmitz, K., Schmitz, P. M., & Wronka, T. C. (2003): Bewertung von Landschaftsfunktionen mit Choice Experiments. Agrarwirtschaft 52, 2003(Heft 8).
- Schober, R. (1967): Ertragstafel für die Baumart Buche (mäßige und starke Durchforstung). In: Schober, R. [Hrsg.]: Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Aufl., J. D. Sauerländer Verlag. Frankfurt am Main.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W & Henle, K. [Hrsg.] (2012): Ökosystemfunktionen in Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Treibhausgas-Senken-/Quellenfunktion und Habitatfunktion. Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt 124: 257 S.
- Schüssele, J. (1995): Bewertung der Erholungsfunktion des Waldes um den" Kneip-und Luftkurort Ziegenhagen". FHS Hildesheim/Holzminde, Fachbereich Forstwirtschaft.
- Schwatlo, J. (1994): Neuplanung und Bewertung der Erholungsinfrastruktur am Beispiel des Stadtwaldes Mühlheim an der Ruhr [Replanning and Assessment of the recreation infrastructure in the example of the city forest of Mühlheim/Ruhr]. Göttingen: Universität (Diplomarbeit).
- Schweppe-Kraft, B. (1998): Monetäre Bewertung von Biotopen und ihre Anwendung bei Eingriffen in Natur und Landschaft. BfN-Schr.-Vertrieb im Landwirtschaftsverl.
- Schweppe-Kraft, B. (2009): Natural Capital in Germany – State and Valuation; with special reference to Biodiversity. In Döring, R. [Hrsg.]: Sustainability, natural capital and nature conservation. Marburg: 24 S.
- Schweppe-Kraft, B., & Grunewald, K. (2013): Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Natur. In Schweppe-Kraft, B. & Grunewald, K. [Hrsg.]: Ökosystemdienstleistungen—Konzept, Methoden und Fallbeispiele. 11. Aufl. Springer. Berlin: S. 90–110.
- Schweppe-Kraft, B., Grunewald, K., Meier, S., Sauer, A. & Syrbe, R.-U. (2020): Leistungen der Ökosysteme zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. In: Hirschfeld, J, Hartje, V, Pekker, R, Grunewald, K, Meier, S, Sauer, A, Syrbe, R., Zieschank, R, Schweppe-Kraft B (2020): Integration von Ökosystemen und Ökosystemleistungen in die Umweltökonomische Gesamtrechnung. Theoretische Rahmenbedingungen und methodische Grundlagen. FuE-Bericht (unveröff.) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Berlin/Dresden/Bonn.
- Sechi, V., Brolcháin, N. Ó., van Belle, J., Fritz, C., Tilak, A., Geurts, J., Roehrig, N., Nailon, P., Cartmell-Done, K., Smits, A. J. M., de Boever, M., Morley, T., Field, C., Kennedy, J., Johnson, S., Caporn, S., Halevy, C., Ryan, J., Eakin, M., ... Crushell, P. (2022): Towards a carbon credit & blue credit scheme for peatland—White Paper. Interreg North-West Europe CCONNECTS Care-Peat.
- Smith, S., Rowcroft, P., Everard, M., Couldrick, L., Reed, M., Rogers, H., Quick, T., Eves, C. & White, C. (2013): Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs. <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a74bf89ed915d502d6caac0/pb13932-pes-bestpractice-20130522.pdf> (Letzter Zugriff: 18.10.2024).

- Ssymank, A., Ellwanger, G., Ersfeld, M., Ferner, J., Idilbi, I., Lehrke, S., Müller, C., Rath, U., Röhling, M. & Vischer-Leopold, M. (2022): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Band 2.2: Lebensraumtypen des Grünlandes, der Moore, Sümpfe und Quellen, der Felsen und Schutthalden, der Gletscher sowie der Wälder. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Heft 172 (2.2): 901 S.
- Staatsbetrieb Sachsen (2010): Waldfunktionenkartierung. Grundsätze und Verfahren zur Erfassung der besonderen Schutz und Erholungsfunktionen des Waldes im Freistaat Sachsen: 71 S.
- Stegner, J., Huth, J. & Krönert, R. (2013): Renaturierungsmaßnahmen im Naturschutzgroßprojekt Presseleer Heidewald- und Mooregebiet. Natur und Landschaft 88(1): S. 2-8.
- Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein (2024). Förderrichtlinie für Moorschutz und Biologischen Klimaschutz. https://www.stiftungsland.de/fileadmin/pdf/Wer_wir_sind/2024-02-13_Foerderrichtlinie_Moorschutzfonds_und_BIK.pdf (Letzter Zugriff: 25.11.24)
- StMLF (2024). Ökolandbau, Bayerisches Kulturlandschaftsprogramm (KULAP), „Moorbauernprogramm“ und Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm inkl. Erschwernisausgleich (VNP) VP 2024 bis 2028 Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM). Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus (StMLF). https://www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/agrarpolitik/dateien/m_aukm_2028.pdf (Letzter Zugriff: 25.11.24)
- Sturm, R. (2009): Kompetenzverteilung zwischen Bund und Ländern bei der Gesetzgebung. <https://www.bpb.de/themen/politisches-system/deutsche-demokratie/39356/kompetenzverteilung-zwischen-bund-und-laendern-bei-der-gesetzgebung>
- Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.] (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller). Stuttgart: 622 S.
- Sukopp, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. Berichte über Landwirtschaft 50: S. 112-139.
- Symank, L., Natho, S., Scholz, M., Schröder, U., Raupach, K. & Schulz-Zunkel, C. (2020): The impact of bioengineering techniques for riverbank protection on ecosystem services of riparian zones. Ecological Engineering, 158, 106040.
- Tetzlaff, B., Holsten, B. & Trepel, M. (2015): Bedeutung der Moore für den Gewässerschutz. TELMA. Beiheft 5: S. 113-132.
- The Green Deal National Carbon Market Consultation Group. (2020): Method for determining CO2 equivalent emissions reductions. The Green Deal National Carbon Market. S. 1–21. https://nationaleco2markt.nl/wp-content/uploads/2020/06/AAA_GDNK-Groen-Veenweide-002-1-english_def_def.pdf (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- the UK National Committee of the IUCN. (2023): PEATLAND CODE 2.0. the UK National Committee of the IUCN. https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2023-03/Peatland%20Code%20V2%20-%20FINAL%20-%20WEB_4.pdf (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- The World Bank Group (2020): MOBILIZING PRIVATE FINANCE FOR NATURE. The World Bank Group: S. 1–111. <https://thedocs.worldbank.org/en/doc/916781601304630850-0120022020/original/FinanceforNature28Sepwebversion.pdf> (Letzter Zugriff: 27.09.2024).
- Thünen-Institut (2012): Dritte Bundeswaldinventur (2012). URL: <https://bwi.info/start.aspx> (Letzter Zugriff: 22.01.2024).
- Thünen-Institut (2024): Vierte Bundeswaldinventur (2024). URL: <https://bwi.info/> (Letzter Zugriff: 22.11.2024).

- Tiemeyer, B., Bechthold, M., Belting, S., Freibauer, A., Förster, C., Schubert, E., Dettmann, U., Frank, S., Fuchs, D., Gelbrecht, J., Jeuther, B., Laggner, A., Rosinski, E., Leiber-Sauheitl, K., Sachteleben, J., Zak, D. & Drösler, M. (2017): Moorschutz in Deutschland – Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen. Bewertungsinstrumente und Erhebung von Indikatoren. BfN-Skripten 462: 320 S.
- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E. A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M. & Drösler, M. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. Ecological Indicators 109. 105838.
- Trepel, M. (2008): Nährstoffrückhaltung und Gewässerrenaturierung. Tagungsband. Fachtagung Nährstoffrückhaltung in Fließgewässern und Feuchtgebieten möglich? NNA – Alfred-Töpfer-Akademie für Naturschutz Schneverdingen vom 06. bis 09. April 2008. 6 S.
- Trepel, M. (2009): Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2 (4): S. 211-215.
- Trinkwasserwald e.V. (2023): Kennzahlen zu Trinkwasserwald e.V. - Pflanzaktionen. <https://trinkwasserwald.de/sites/default/files/files/Kennzahlen%202022%20TWW.pdf> (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- UBA (2021): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2021. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2021. Umweltbundesamt– UN-FCCC-Submission [Hrsg.]. Climate Change 28/2023. 981 S.
- UBA (2022): Marktdaten: Finanzen. Umweltbundesamt (UBA) <https://www.umweltbundesamt.de/daten/private-haushalte-konsum/konsum-produkte/gruene-produkte-marktzahlen/marktdaten-bereich-finanzen#grune-bzw-nachhaltige-geldanlagen> (Letzter Zugriff: 06.11.24)
- UBA (2024): "Grüne" Produkte: Marktzahlen. Umweltbundesamt (UBA) <https://www.umweltbundesamt.de/daten/private-haushalte-konsum/konsum-produkte/gruene-produkte-marktzahlen#umsatz-mit-grunen-produkten> (Letzter Zugriff: 06.11.24)
- Uflacker, J. (1995): Bewertung der Erholungsfunktion verschiedener Waldbesitzarten im Kaufunger Wald. FB Forstwirtschaft. Göttingen: FHS Hildesheim/Holzminden: 80 S.
- UVPG: Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. März 2021 (BGBl. IS. 540), das zuletzt durch Artikel 2 Absatz 2 des Gesetzes vom 4. Dezember 2023 (BHBl. 2023 I Nr. 344) geändert worden ist.
- Van der Lee, G. E. M., Olde Venterink, H. O. & Asselman, N. E. M. (2004): Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in The Netherlands. River Research and Applications 20 (3): S. 315-325.
- Venohr, M. (2006): Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. Berliner Beiträge zur Ökologie 4: S. 1-193.
- WBW (2023): Zum Umgang mit alten, naturnahen Laubwäldern in Deutschland im Spannungsfeld zwischen Biodiversitätsschutz, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel. Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft: 29 S.
- Wehnmann, K., & Schultz, K. (2024): Treibhausgas-Projektionen 2024– Ergebnisse kompakt. Umweltbundesamt.
- Weller, P., & Elsasser, P. (2018): Preferences for forest structural attributes in Germany – Evidence from a choice experiment. Forest Policy and Economics, 93, S. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.04.013>

- WHG: Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 3. Juli 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 176) geändert worden ist.
- Wichmann, S., Reichelt, F., & Nordt, A. (2022): Herleitung von Förderpauschalen zur Umsetzung von Moorklimaschutzprojekten. Greifswalder Moor Centrum-Schriftreihe 01/2022: S. 33.
- Willenbockel, D. (2024): Peatland restoration in Germany: A dynamic general equilibrium analysis. *Ecological Economics* 220: S. 108187.
- Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik (2018): „Waldvision Deutschland“ – Orientierung oder Irrweg für eine nachhaltige multifunktionale Forstwirtschaft? Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirates Waldpolitik zur Studie „Waldvision Deutschland“ des Öko-Instituts e. V. im Auftrag von Greenpeace e. V., 10 S.
- Wittnebel, M., Frank, S., & Tiemeyer, B. (2023): Aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland. Thünen Working Paper 212. Thünen-Institut für Agrarklimaschutz: S. 69.
- Wolters, S., Tänzler, D., Theiler, L., & Drösler, M. (2013): Entwicklung von Konzepten für einen nationalen Klimaschutzfonds zur Renaturierung von Mooren. Umweltbundesamt. *Climate Change* 05/2013. Dessau-Roßlau: S. 1–91.
- Woodland Carbon Code. (2022): Requirements for voluntary carbon sequestration projects (Version 2.2: S. 1–26). Woodland Carbon Code. https://woodlandcarboncode.org.uk/images/PDFs/Woodland_Carbon_Code_V2.2_April_2022.pdf (Letzter Zugriff: 27.03.2023).
- World Bank (2024): PPP Conversion factor, private consumption (LCU per international \$). <https://data.worldbank.org/indicator/PA.NUS.PRVT.PP> (Letzter Zugriff: 14.10.2024)
- WRRl (Europäische Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.
- Yachi, S., & Loreau, M. (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(4) S. 1463–1468. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463>
- Zweckverband Presseler Heidewald- und Moorgebiet (2010): Abschlussbericht zum Naturschutzgroßprojekt „Presseler Heidewald- und Moorgebiet“. Unveröffentlichter interner Arbeitsentwurf. 267 S.
- Zweckverband Presseler Heidewald und Moorgebiet & NABU (2023): Naturschutzgroßprojekt „Presseler Heidewald- und Moorgebiet“ 1995 bis 2022. Abschlussbroschüre zum Naturschutzgroßprojekt. 76 S.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Anzahl der Bewertungen von Ökosystemleistungen der Waldrenaturierung (a) und der Moorrenaturierung (b) nach Kategorien der Ökosystemleistungen und nach Kategorien der Bewertungsmethoden (eigene Darstellung).	21
Abb. 2:	Anzahl der Bewertungen von Ökosystemleistungen der Waldrenaturierung (a) und Moorrenaturierung (b) nach Kategorien der Bewertungsmethoden (eigene Darstellung).	22
Abb. 3:	Bearbeitungsschritte und -folgen (Prozesse und Abhängigkeiten) (eigene Darstellung).	51
Abb. 4:	Abstufung bzw. Stufenansatz bei der Auswahl bzw. Empfehlung von Ökosystemleistungen im Zusammenhang mit Renaturierungsmaßnahmen für Wälder und Moore (eigene Darstellung).....	57
Abb. 5:	Verfahrensablauf zur Ermittlung der Klimaschutzleistung der Wälder angelehnt an Elsasser et al. (2020a), kursiv dargestellt: nicht quantifizierbare Parameter, die nicht in der Berechnung berücksichtigt werden.....	65
Abb. 6:	Verfahrensablauf zur Ermittlung der Klimaschutzleistung der Moore (nach Reichelt et al. 2023, ergänzt um die Verfahrensschritte zur Prognose einer möglichen Förderhöhe).....	75
Abb. 7:	Methodik zur Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt“ für Wälder bzw. Renaturierungsmaßnahmen in Wäldern (eigene Darstellung).....	86
Abb. 8:	Methodik zur Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung/Biologische Vielfalt“ für Moore bzw. Renaturierungsmaßnahmen in Mooren (eigene Darstellung).....	89
Abb. 9:	Volumenbestimmung in der rezenten Aue, aus: Mehl et al. (2018a).....	92
Abb. 10:	Grundsätzlicher methodischer Ablauf zur Anwendung von Fallbeispielen und -konstellationen.	100
Abb. 11:	Lage des Klädener Norden innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.....	101
Abb. 12:	Lage des Endinger Bruch innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.....	104
Abb. 13:	Lage des Peenequellmoores innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.....	107
Abb. 14:	Lage des Presseler Heidewald- und Moorgebietes innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.....	110
Abb. 15:	Grundwasserganglinien Zadlitzbruch HyPe 2/94 (Revitalisierung/Staumaßnahmen ab Sommer 2004); Abbildung aus: Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH 2019.....	115

Abb. 16:	Lage des Bruchseewiesen Flieth innerhalb Deutschlands und Detailansicht des Projektgebietes.	118
----------	--	-----

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Kategorien der Ökosystemleistungen.....	20
Tab. 2:	Bewertungsmethoden aus dem Analyserahmen.....	20
Tab. 3:	Wesentliche Bewertungsmethoden der Ökosystemleistungen der Waldrenaturierung.....	24
Tab. 4:	Wesentliche Bewertungsmethoden der Ökosystemleistungen der Moorrenaturierung.....	25
Tab. 5:	Kostenschätzungen für Moor- und Gewässerrenaturierungen aus Projekten des Instituts biota.....	27
Tab. 6:	Übersicht der Analysekategorien zur Auswertung der Literatur zu Anreiz- und Förderinstrumenten.....	30
Tab. 7:	Übersicht der Anreiz- und Förderinstrumente zur Honorierung der Ökosystemleistungen von Wäldern oder Mooren in Europa.....	32
Tab. 8:	Weitere relevante Designfaktoren für Anreiz- und Förderinstrumente.....	40
Tab. 9:	Existierende Förderinstrumente für nachhaltige Waldwirtschaft auf Bundesebene.....	45
Tab. 10:	Existierende Förderinstrumente für nachhaltige Moorbewirtschaftung auf EU- und Länderebene.....	47
Tab. 11:	Wichtige Ökosystemleistungen der Wälder und Moore	52
Tab. 12:	Baumartenspezifische Raumdichten für Derbholz und Nicht-Derbholz (IPCC 2003) und Expansionsfaktor für Nicht-Derbholz und Nadeln (Elsasser et al. 2020a).....	63
Tab. 13:	Zu bestimmende Parameter für die Methodik nach Elsasser et al. (2020a).	63
Tab. 14:	Grünland-/Moorwasserstufen	68
Tab. 15:	Aktuelle THG-Emissionsfaktoren.....	70
Tab. 16:	Mittlere Emissionsfaktoren für entwässerte organische Böden	73
Tab. 17:	Zu bestimmende Parameter für die Methodik.	75
Tab. 18:	Bestimmung und Bewertung der Ökosystemleistung Retention von Stickstoff.....	80
Tab. 19:	Bestimmung und Bewertung der Ökosystemleistung Retention von Phosphor	82
Tab. 20:	Zu bestimmende Parameter für die Methodik.	87
Tab. 21:	Zu bestimmende Parameter für die Methodik.	89
Tab. 22:	Vorschlag für ein einfaches, qualitatives Bewertungsverfahren der Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ für Wälder	96
Tab. 23:	Vorschlag für ein einfaches, qualitatives Bewertungsverfahren der Ökosystemleistung „Ästhetik, Erholungsfunktion“ für Moore	96

Tab. 24:	Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für den Klädener Norden.....	103
Tab. 25:	Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für den Endinger Bruch.....	106
Tab. 26:	Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für das Peenequellmoor.	109
Tab. 27:	Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für das Presseler Heidewald- und Moorgebiet.	116
Tab. 28:	Ergebnisse der Berechnung der Ökosystemleistungen für den Bruchseewiesen Flieth.....	120
Tab. 29:	Ökonomische Werte für die Bewertung der Ökosystemleistungen (alle Werte auf Jahr 2023 angepasst).	124
Tab. 30:	Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Klädener Norden.	125
Tab. 31:	Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für das Fallbeispiel Klädener Norden	126
Tab. 32:	Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Endinger Bruch.	126
Tab. 33:	Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für Endinger Bruch.....	127
Tab. 34:	Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Peenequellmoor.	127
Tab. 35:	Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für Peenequellmoor.....	127
Tab. 36:	Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Presseler Heidewald- und Moor.....	128
Tab. 37:	Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für Presseler Heidewald- und Moor	129
Tab. 38:	Ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungs-Änderungen für das Fallbeispiel Bruchseewiesen Flieth.....	129
Tab. 39:	Berechnung des Barwertes der Ökosystemleistungen für Bruchseewiesen Flieth	130
Tab. 40:	Berechnung der Kosten der Renaturierung für Klädener Norden	133
Tab. 41:	Berechnung der Kosten der Renaturierung für Endinger Bruch	133
Tab. 42:	Berechnung der Kosten der Renaturierung für Peenequellmoor.....	134
Tab. 43:	Berechnung der Kosten der Renaturierung für Presseler Heidewald- und Moor	135
Tab. 44:	Berechnung der Kosten der Renaturierung für Bruchseewiesen Flieth	136
Tab. 45:	Berechnung des Nettonutzens der Renaturierung für die Fallbeispiele.....	137

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
ANK	Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz
AUKM	Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BKompV	Biotopwerte nach Bundeskompensationsverordnung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CO ₂ -eq	Kohlenstoffdioxid-Äquivalent
CVM	Kontingente Bewertungsmethode
DGM	Digitales Geländemodell
DCE	Diskretes Auswahlexperiment
FFH-LRT	Flora-Fauna-Habitat-Lebensraumtyp
FSC	Forest Steward Ship Council
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GEST	Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen
GIS	Geoinformationssystem
GOK	Geländeoberkante
GWP	Global Warming Potential
HP	Hedonische Preisanalyse
HpnV	Heutige potenzielle natürliche Vegetation
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KSG	Klimaschutzgesetz
LULUCF	Land Use, Land-Use Change and Forestry
NABU	Naturschutzbund Deutschland

Abkürzung	Erklärung
TCM	Reisekostenmethode
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
THG	Treibhausgas
UBA	Umweltbundesamt
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
UN	United Nations
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u.a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

DOI 10.19217/skr756